



**PROGRAMA DE CIENCIA E TECNOLOXÍA AMBIENTAL**

**Departamento de Química Física e Enxeñaría Química I**

# **Tesis Doctoral**

## **ESTUDIO DE LOS FLUJOS DE CONTAMINACIÓN MOVILIZADOS EN TIEMPO DE LLUVIA Y ESTRATEGIAS DE GESTIÓN EN UN SISTEMA DE SANEAMIENTO Y DRENAJE UNITARIO DE UNA CUENCA URBANA DENSA DE LA ESPAÑA HÚMEDA**

AUTOR: HÉCTOR DEL RÍO CAMBESES

ESTUDIO DE LOS FLUJOS DE CONTAMINACIÓN  
MOVILIZADOS EN TIEMPO DE LLUVIA Y  
ESTRATEGIAS DE GESTIÓN EN UN SISTEMA DE  
SANEAMIENTO Y DRENAJE UNITARIO  
DE UNA CUENCA URBANA DENSA  
DE LA ESPAÑA HÚMEDA

**AUTOR: HÉCTOR DEL RÍO CAMBESES**

**DIRECTORES: JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ  
ALFREDO JÁCOME BURGOS**



**Grupo de Enxeñaría  
da Auga e do  
Medio Ambiente**



2011



**Tesis  
Doctoral**



**UNIVERSIDADE DA CORUÑA**

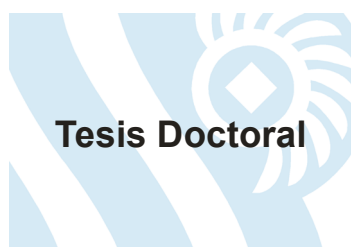


**Grupo de Enxeñaría  
da Auga e do  
Medio Ambiente**

**A Coruña, Julio de 2011**

# **PROGRAMA DE CIENCIA E TECNOLOXÍA AMBIENTAL**

**Departamento de Química Física e Enxeñaría Química I**



**AUTOR:**  
**HÉCTOR DEL RÍO CAMBESES**

**DIRECTORES:**  
**JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ**  
**ALFREDO JÁCOME BURGOS**

**ESTUDIO DE LOS FLUJOS DE  
CONTAMINACIÓN MOVILIZADOS  
EN TIEMPO DE LLUVIA Y  
ESTRATEGIAS DE GESTIÓN EN  
UN SISTEMA DE SANEAMIENTO Y  
DRENAJE UNITARIO DE UNA  
CUENCA URBANA DENSA DE LA  
ESPAÑA HÚMEDA**



**A CORUÑA, JULIO 2011**

D. **Joaquín Suárez López** y D. **Alfredo Jácome Burgos**, Profesores Titulares de la  
Universidade da Coruña en el Área de Tecnologías del Medio Ambiente.

HACEN CONSTAR QUE:

La memoria **“ESTUDIO DE LOS FLUJOS DE CONTAMINACIÓN MOVILIZADOS EN  
TIEMPO DE LLUVIA Y ESTRATEGIAS DE GESTIÓN EN UN SISTEMA DE  
SANEAMIENTO Y DRENAJE UNITARIO DE UNA CUENCA URBANA Densa DE LA  
ESPAÑA HÚMEDA”** ha sido realizada por D. **Héctor Del Río Cambeses**, bajo nuestra  
dirección y constituye la Tesis que presenta para optar al Grado de Doctor en Ciencia  
y Tecnología Ambiental de la Universidade da Coruña.

A Coruña, julio de 2011

*Fdo. Dr. Joaquín Suárez López*

*Fdo. Dr. Alfredo Jácome Burgos*

# **TESIS DOCTORAL**

ESTUDIO DE LOS FLUJOS DE CONTAMINACIÓN MOVILIZADOS EN  
TIEMPO DE LLUVIA Y ESTRATEGIAS DE GESTIÓN EN UN SISTEMA  
DE SANEAMIENTO Y DRENAJE UNITARIO DE UNA CUENCA  
URBANA Densa DE LA ESPAÑA HÚMEDA

## **AUTOR:**

HÉCTOR DEL RÍO CAMBESES

## **DIRECTORES:**

JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ  
ALFREDO JÁCOME BURGOS

<b>TRIBUNAL CALIFICADOR</b>
-----------------------------

PRESIDENTE:

VOCALES:

Acuerdan otorgar la calificación de:

A Coruña, de de 2011



## RESUMO

Nesta tese realizouse un estudo detallado dos fluxos de contaminación mobilizados en tempo de choiva nun sistema de saneamento e drenaxe unitario dunha conca urbana densa do noroeste de España. Ponse de manifesto a complexidade e a ampla variedade de contaminantes que son mobilizados incluíndo metais pesados, contaminantes emerxentes (en literatura anglosaxona *PPCPs*, "*Pharmaceuticals and Personal Care Products*") e substancias prioritarias, entre outros.

Do contraste dos resultados obtidos con outras concas estudadas da xeografía española de diferente tamaño, tipoloxía e usos do chan xorde a base de datos de concas unitarias GEAMA. Tamén se consensuou e profundizou no coñecemento da da mobilización da contaminación durante os eventos pluviométricos en concas urbanas con rede de saneamento e drenaxe de tipo unitario.

Faise necesaria a planificación e definición de estratexias de xestión da contaminación xerada en tempo de choiva nas redes unitarias para o cumprimento dos obxectivos de calidade fixados nas masas de auga receptoras como esixe a Directiva Marco da Auga. Por elo estudiouse a tratabilidade mediante proceso físico-químico da contaminación asociada ás augas pluviais xeradas na conca e elaboráronse modelos numéricos de simulación hidráulicos e de contaminación nos soportes informáticos SWMM e InfoWorks CS.

## RESUMEN

En la presente tesis se ha realizado un estudio pormenorizado de los flujos de contaminación movilizados durante el tiempo de lluvia en un sistema de saneamiento y drenaje unitario de una cuenca urbana densa del noroeste de España. Se pone de manifiesto la complejidad y amplio espectro de contaminantes que se movilizan incluidos metales pesados, contaminantes emergentes (en literatura anglosajona *PPCPs*, "*Pharmaceuticals and Personal Care Products*") y sustancias prioritarias entre otros.

Del contraste de los resultados obtenidos con otras cuencas estudiadas de la geografía española de diferente tamaño, tipología y usos de suelo ha surgido la base de datos de cuencas unitarias GEAMA. También se ha consensuado y profundizado en el conocimiento de la movilización de contaminación durante los episodios pluviométricos en cuencas urbanas con red de saneamiento y drenaje de tipo unitario.

Se hace necesario la planificación y definición de estrategias de gestión de la contaminación generada en tiempo de lluvia en las redes unitarias para el cumplimiento de los objetivos de calidad fijados en las masas de agua receptoras como exige la Directiva Marco del Agua. Por ello, se ha estudiado la tratabilidad, mediante proceso físico-químico, de la contaminación asociada a las aguas pluviales generadas en la cuenca y se han elaborado modelos numéricos de simulación hidráulicos y de contaminación en los soportes informáticos SWMM e InfoWorks CS.

## **ABSTRACT**

In this thesis a detailed study of pollution flows mobilized during rain events in an urban catchment with combined sewage system in northwest Spain has been made. It shows the complexity and wide range of pollutants including heavy metals, emerging pollutants (*PPCPs*, "*Pharmaceuticals and Personal Care Products*" in English literature) and priority substances, among others, are mobilized.

GEAMA combined catchment database has emerged by comparison the results obtained with other catchments studied in spanish geography of different sizes, types and land uses. It has also been agreed and in depth knowledge of the mobilization of contamination during rainfall events in urban catchments with combined sewer.

It is necessary to the planning and definition of management strategies for pollution generated during wet weather in the combined sewers to achieve the quality objectives established in the receiving water bodies as required by the Water Framework Directive. Therefore, we have studied the treatability of pollution associated with stormwater generated by physical-chemical process and hydraulic and pollution numerical simulation models in SWMM and InfoWorks CS computer programs have been made.

## AGRADECIMIENTOS

En estas líneas me gustaría expresar mi gratitud a todas aquellas personas y entidades que me han ayudado a llevar esta tesis doctoral a buen puerto.

En primer lugar agradecer enormemente a mi director y maestro, Joaquín Suárez López, su dedicación, esfuerzo, conocimiento y orientación y, a mi co-director, Alfredo Jácome Burgos, todo lo que me ha enseñado y su gran ayuda, especialmente, en los ensayos de laboratorio. A ambos mi gratitud y satisfacción por la confianza que siempre han depositado en mí.

Debo mencionar que esta tesis se ha desarrollado en el marco del proyecto CENIT “SOSTAQUA: DESARROLLOS TECNOLÓGICOS HACIA EL CICLO URBANO DEL AGUA AUTOSOSTENIBLE” liderado por Aguas de Barcelona (AGBAR) y subvencionado por el Centro para el Desarrollo Tecnológico Industrial (CDTI). El GEAMA participó como OPI en la Línea 3 del Proyecto: “Valorización de Aguas Pluviales” bajo la dirección de CLABSA.

Quiero agradecer a los profesores Jerónimo Puertas, Jose Anta y Luis Pena por sus interesantes consejos y ayuda prestada.

También quiero agradecer a AQUAGEST GALICIA S.A. su colaboración en la ubicación de la sección de control y la disponibilidad para facilitarme información sobre la red de saneamiento de Santiago. Igualmente agradezco al Concello de Santiago la autorización para la instrumentación de la sección.

Gracias al CITEEC por su apoyo en la instrumentación de campo y al Ministerio de Ciencia e Innovación que, por medio del Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica (I+D+i), ha financiado parte de la misma con código de referencia CITEEC: PCT-380000-2007-3.

Mi gratitud hacia los *Servizos de Apoyo á Investigación (SAI)* por su profesionalidad en las determinaciones analíticas de las muestras enviadas y, a los chicos del *Laboratorio de Estudio Territoriales (LET)* de la Escuela, Pablo, Gael, Adolfo y Efrén, por la cartografía digital de la cuenca que me proporcionaron.

Quisiera agradecer a todos los compañeros que han pasado por el laboratorio en estos años; en especial a Judith, por su orientación y conocimiento, y a Ramón, Manuel Alonso y Andrés por su gran apoyo en las tareas de campo y, sobre todo, su apreciada amistad.

También quiero expresar mi profunda gratitud a mis actuales compañeros, a Sara con su infinita paciencia ante la avalancha de analíticas que se le presentaban después de cada suceso, a Pablo con su valioso trabajo en la preparación de las muestras, a Dani y Vicente por las horas compartidas y a Tere por su importante labor de gestión y simpatía.

No quiero olvidarme tampoco de Horacio, Himar, Diego, Javi, “Mafi”, Víctor, Emilio, Álvaro, Bruno y los demás compañeros de la Escuela con los que he compartido tantas vivencias, “congresos” y momentos inolvidables.

A Marta por todo, y en especial, por su ilimitado apoyo y ánimo.

No podría terminar sin expresar mi agradecimiento más profundo hacia mis padres, mis hermanos y mi abuela por el incondicional cariño que me han brindado siempre.



# ÍNDICE

## ÍNDICE DE CAPÍTULOS

### CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN A LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO Y DRENAJE

1.1. INTRODUCCIÓN .....	1-3
1.2. SISTEMAS INTEGRALES E INTEGRADOS DE SANEAMIENTO .....	1-4
1.3. ELEMENTOS DE UN SISTEMA DE SANEAMIENTO: IMPLICACIONES EN SU DISEÑO .....	1-6
1.3.1. Redes unitarias y separativas .....	1-6
1.3.2. Caudales y contaminación en las redes de alcantarillado: tiempo seco y tiempo de lluvia .....	1-8
1.3.3. Problemática de los DSU en los medios acuáticos receptores .....	1-12
1.3.3.1. Características de los fenómenos y procesos de contaminación en las aguas receptoras .....	1-13
1.3.3.2. Necesidad de estándares intermitentes de calidad ambiental de aguas receptoras .....	1-15
1.3.4. Las Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible .....	1-17

### CAPÍTULO 2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL .....	2-3
2.2. OBJETIVOS PARTICULARES .....	2-3

### CAPÍTULO 3. PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LAS AGUAS PLUVIALES

3.1. INTRODUCCIÓN .....	3-3
3.2. LA CONTAMINACIÓN ORIGINADA EN LA SUPERFICIE DE LAS CUENCAS .....	3-6
3.2.1. Fuentes de contaminación de las aguas de escorrentía urbana .....	3-7
3.2.1.1. Contaminación atmosférica .....	3-8
3.2.1.2. Contaminación presente en la superficie de la cuenca .....	3-9
3.2.2. Características de la contaminación presente en la superficie de las cuencas .....	3-12
3.3. LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LOS CAUDALES DE TIEMPO SECO DE LAS AGUAS RESIDUALES .....	3-16
3.3.1. Introducción .....	3-16
3.3.2. Cargas de contaminación en las aguas residuales .....	3-17
3.3.3. Variación temporal de la contaminación de las aguas residuales .....	3-20
3.3.4. Metales pesados en las aguas residuales de tiempo seco .....	3-25
3.3.4.1. Toxicidad de los metales pesados .....	3-25
3.3.4.2. Problemática y legislación sobre metales pesados en redes de saneamiento .....	3-27
3.4. LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LOS DEPÓSITOS DE SEDIMENTOS DE LAS REDES DE SANEAMIENTO .....	3-32
3.4.1. Introducción .....	3-32
3.4.2. Características de los contaminantes encontrados en los imbornales .....	3-34
3.4.3. Características de los sedimentos encontrados en los conductos .....	3-36
3.5. FLUJOS DE CONTAMINACIÓN EN LAS REDES UNITARIAS EN TIEMPO DE LLUVIA .....	3-41
3.5.1. Resultados de estudios realizados sobre caracterización de flujos de contaminación en sistemas unitarios en tiempo de lluvia en España .....	3-52
3.5.1.1. Resultados Galicia .....	3-52
3.5.1.1.1. Cuenca "Santiago Este" .....	3-52
3.5.1.1.2. Cuenca "Cancelón" .....	3-54
3.5.1.2. Resultados PROMEDSU .....	3-61

3.5.1.3. Resultados en la cuenca piloto de "Riera d'Horta" en Barcelona .....	3-70
3.5.1.4. Comparación entre PROMEDSU y las cuencas "Cancelón" y "Riera d'Horta" .....	3-77

## **CAPÍTULO 4. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA Y METODOLOGÍA**

4.1. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA URBANA.....	4-3
4.1.1. Subcuenca del "Ensanche" .....	4-5
4.2. METODOLOGÍA Y ACTIVIDADES.....	4-7
4.3. CARACTERIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE SANEAMIENTO Y DRENAJE .....	4-9
4.4. MONTAJE E INSTRUMENTACIÓN DE LA SECCIÓN DE CONTROL DE LA CUENCA.....	4-14
4.4.1. Estación de control y accesorios.....	4-15
4.4.2. Equipos de instrumentación.....	4-16
4.4.2.1. Medición hidrológico-hidráulica.....	4-16
4.4.2.2. Medición de contaminación.....	4-19
4.4.2.3. Módulo de comunicaciones.....	4-21
4.5. PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN MEDIDOS .....	4-24
4.6. METODOLOGÍA EN TIEMPO SECO.....	4-32
4.7. METODOLOGÍA EN TIEMPO DE LLUVIA .....	4-36
4.7.1. Fichas de suceso .....	4-43
4.8. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS.....	4-47
4.8.1. Análisis de correlaciones .....	4-47
4.8.2. Análisis de los datos .....	4-53
4.9. TRATABILIDAD DE LAS AGUAS PLUVIALES MIXTAS MEDIANTE PROCESO FÍSICO-QUÍMICO .....	4-56
4.10. MODELIZACIÓN NUMÉRICA DE LA CUENCA.....	4-57
4.10.1. SWMM 5.0 .....	4-59
4.10.2. INFOWORKS CS .....	4-62

## **CAPÍTULO 5. DESARROLLO DE LA METODOLOGÍA**

5.1. INTRODUCCIÓN .....	5-3
5.2. ACTIVIDADES DE CAMPO.....	5-3
5.2.1. Explotación de la sección de control y almacenamiento de la información .....	5-3
5.2.2. Recopilación de información sobre la cuenca urbana y su red de saneamiento y drenaje.....	5-5
5.3. TRABAJO DE GABINETE.....	5-6
5.3.1. Comportamiento hidráulico de la cuenca.....	5-6
5.3.2. Desarrollo de la campaña de tiempo de lluvia .....	5-9
5.3.3. Análisis y presentación de los resultados .....	5-12
5.3.4. Modelización numérica de la cuenca .....	5-12
5.4. TRABAJO DE LABORATORIO .....	5-12
5.4.1. Recepción de las muestras y determinaciones analíticas.....	5-12
5.4.2. Ensayos de tratabilidad.....	5-16

## **CAPÍTULO 6. ANÁLISIS DE LOS FLUJOS DE AGUA RESIDUAL DE LA CUENCA EN TIEMPO SECO**

6.1. ANÁLISIS DE LOS HIDROGRAMAS DE AGUAS RESIDUALES EN TIEMPO SECO .....	6-3
6.1.1. Análisis de caudales generados en tiempo seco .....	6-3
6.1.2. Análisis de la infiltración en la red .....	6-6
6.2. ANÁLISIS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA CUENCA EN TIEMPO SECO ....	6-8

6.2.1. Parámetros básicos.....	6-8
6.2.1.1. Flujos máscicos horarios hacia EDAR .....	6-16
6.2.1.2. Estimación de habitantes-equivalentes en la cuenca urbana estudiada.....	6-17
6.2.2. Metales, cationes y aniones.....	6-19
6.2.2.1. Metales .....	6-19
6.2.2.2. Cationes y aniones .....	6-26
6.2.3. Sustancias prioritarias.....	6-30
6.2.4. Contaminantes emergentes o "PPCPS" .....	6-32
6.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE CONTAMINANTES EN TIEMPO SECO .....	6-35
6.3.1. Parámetros básicos.....	6-35
6.3.2. Metales seleccionados.....	6-39
6.3.3. Análisis de componentes principales de los contaminantes estudiados en tiempo seco .....	6-43

## **CAPÍTULO 7. PRESENTACIÓN, ANÁLISIS Y COMPARACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN MOVILIZADA EN TIEMPO DE LLUVIA**

7.1. PRESENTACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS RESULTADOS.....	7-3
7.1.1. Caudales y volúmenes registrados en los sucesos muestreados .....	7-3
7.1.2. Concentraciones máximas y medias de suceso .....	7-3
7.1.3. Ratio de masa movilizada asociada a escorrentía .....	7-10
7.1.4. Cargas específicas movilizadas .....	7-12
7.1.4.1. Cargas específicas movilizadas por ha.....	7-12
7.1.4.2. Cargas específicas movilizadas por km <sup>2</sup> de red .....	7-14
7.1.5. Flujos máscicos máximos asignados a escorrentía .....	7-16
7.2. ANÁLISIS DE LA MOVILIZACIÓN EN TIEMPO DE LLUVIA DE LOS PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN SELECCIONADOS.....	7-16
7.3. COMPARACIÓN ENTRE EL AGUA RESIDUAL DE TIEMPO SECO Y DE TIEMPO DE LLUVIA EN LA CUENCA.....	7-21
7.3.1. Relaciones entre las concentraciones medias de parámetros básicos.....	7-21
7.3.1.1. Comparación entre la cuenca del "Ensanche" y "Cancelón" .....	7-23
7.3.2. Distribución por fases de los metales.....	7-24
7.3.2.1. Comparación entre tiempo seco y tiempo de lluvia en el "Ensanche" .....	7-24
7.3.2.2. Comparación entre la cuenca del "Ensanche" y "Cancelón" .....	7-25
7.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN TIEMPO DE LLUVIA.....	7-27
7.4.1. Análisis de correlación entre los parámetros de contaminación seleccionados.....	7-28
7.4.1.1. Análisis de correlación de concentraciones entre contaminantes seleccionados.....	7-28
7.4.1.1.1. Parámetros básicos.....	7-28
7.4.1.1.2. Metales seleccionados.....	7-32
7.4.1.2. Análisis de correlación de parámetros característicos de los sucesos muestreados.....	7-36
7.4.2. Análisis de componentes principales.....	7-47
7.4.2.1. Concentraciones máximas de suceso (CMAX) .....	7-47
7.4.2.2. Concentraciones medias de suceso (CMS) .....	7-48
7.4.3. Análisis de concentraciones y cargas movilizadas en la cuenca.....	7-49
7.4.3.1. Consumidores de oxígeno.....	7-51
7.4.3.1.1. Análisis de CMAX, CMS y CMOV en los sucesos muestreados.....	7-51
7.4.3.1.2. Comparación entre las concentraciones de tiempo seco y de lluvia en la cuenca.....	7-53
7.4.3.1.3. Comparación de CMAX, CMS Y CMOV con otras cuencas estudiadas.....	7-54
7.4.3.2. Carbono orgánico total y disuelto (COT y COD).....	7-57
7.4.3.2.1. Comparación entre las concentraciones de tiempo seco y de lluvia en la cuenca.....	7-57
7.4.3.2.2. Comparación de CMAX y CMS con otras cuencas estudiadas.....	7-57

7.4.3.3. Formas de nitrógeno.....	7-58
7.4.3.3.1. Análisis de CMAX, CMS y CMOV en los sucesos muestreados.....	7-58
7.4.3.3.2. Comparación entre las concentraciones de tiempo seco y de lluvia en la cuenca.....	7-60
7.4.3.3.3. Comparación de CMAX, CMS Y CMOV con otras cuencas estudiadas.....	7-61
7.4.3.4. Formas de fósforo .....	7-65
7.4.3.4.1. Análisis de CMAX, CMS y CMOV en los sucesos muestreados.....	7-65
7.4.3.4.2. Comparación entre las concentraciones de tiempo seco y de lluvia en la cuenca.....	7-66
7.4.3.4.3. Comparación de CMAX, CMS Y CMOV con otras cuencas estudiadas.....	7-67
7.4.3.5. Sólidos y turbidez .....	7-70
7.4.3.5.1. Análisis de CMAX, CMS y CMOV en los sucesos muestreados.....	7-70
7.4.3.5.2. Comparación entre las concentraciones de tiempo seco y de lluvia en la cuenca.....	7-72
7.4.3.5.3. Comparación de CMAX, CMS Y CMOV con otras cuencas estudiadas.....	7-74
7.4.3.6. Bacteriología.....	7-82
7.4.3.6.1. Análisis de CMAX y CMS en los sucesos muestreados.....	7-82
7.4.3.6.2. Comparación entre las concentraciones de tiempo seco y de lluvia en la cuenca.....	7-83
7.4.3.6.3. Comparación de CMAX y CMS con otras cuencas estudiadas.....	7-83
7.4.3.7. Metales .....	7-84
7.4.3.7.1. Análisis de CMAX, CMS y CMOV en los sucesos muestreados.....	7-84
7.4.3.7.2. Comparación entre las concentraciones de tiempo seco y de lluvia en la cuenca.....	7-88
7.4.3.7.3. Comparación con otras cuencas estudiadas.....	7-90
7.4.3.7.4. Comparación de CMAX y CMS con legislación de vertido y calidad en medio receptor.....	7-94
7.4.3.7.5. Comparación de CMAX y CMS con concentraciones de inhibición de procesos biológicos en EDAR.....	7-97
7.4.3.8. Resumen de los resultados obtenidos para los parámetros básicos en las cuencas analizadas.....	7-98
7.4.3.9. Comparación de los resultados obtenidos en la cuenca "Ensanche" con los de estudios recientes para los principales contaminantes .....	7-99
7.5. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN ENTRE PARÁMETROS HIDROLÓGICO-HIDRÁULICOS Y DE CONTAMINACIÓN.....	7-102
7.5.1. Correlación entre parámetros hidrológico-hidráulicos y las CMAX, CMS y CMOV de los principales parámetros básicos. ....	7-102
7.5.2. Índices de predicción de la contaminación .....	7-104
7.5.2.1. Índice de primer lavado (IPL) .....	7-105
7.5.2.2. Índice de concentración media de suceso (ICMS).....	7-108
7.5.2.3. Índice de movilización específica (IMOVE) .....	7-111
7.6. SUSTANCIAS PRIORITARIAS Y PPCPs .....	7-114
7.6.1. Sustancias prioritarias.....	7-114
7.6.2. Contaminantes emergentes o PPCPs .....	7-117
7.6.2.1. Concentraciones máximas y medias de suceso .....	7-118
7.6.2.2. Comparación entre las concentraciones de tiempo seco y de lluvia en la cuenca .....	7-119
7.6.2.3. Distribución de concentraciones por fases .....	7-123
7.6.2.4. Análisis de correlaciones .....	7-124
7.6.2.5. Comparación de los resultados con la bibliografía .....	7-125

## CAPÍTULO 8. TRATABILIDAD DEL AGUA PLUVIAL MIXTA MEDIANTE PROCESO FÍSICO-QUÍMICO

8.1. INTRODUCCIÓN .....	8-3
8.1.1. Teoría básica.....	8-4
8.1.2. Naturaleza de la turbidez y del color .....	8-4
8.1.3. Coagulación y floculación.....	8-5
8.2. REFERENCIAS Y ESTUDIOS DE TRATABILIDAD MEDIANTE PROCESO FÍSICO-QUÍMICO DE AGUAS PROCEDENTES DE DSU .....	8-6



8.3. MATERIALES .....	8-10
8.4. REACTIVOS .....	8-10
8.5. METODOLOGÍA .....	8-10
8.6. RESULTADOS.....	8-15
8.6.1. Resultados con policloruro de aluminio (PAC) como coagulante.....	8-15
8.6.1.1. Turbidez.....	8-18
8.6.1.2. Sólidos en suspensión .....	8-19
8.6.1.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	8-20
8.6.1.4. Metales: Cobre total.....	8-21
8.6.1.5. Metales: Cobre disuelto.....	8-22
8.6.1.6. Metales: Plomo total.....	8-23
8.6.1.7. Metales: Plomo disuelto.....	8-24
8.6.1.8. Metales: Zinc total.....	8-25
8.6.1.9. Metales: Zinc disuelto.....	8-26
8.6.1.10. Absorbancia y Transmitancia a 254 nm.....	8-27
8.6.1.11. Rendimientos integrados de los parámetros considerados (Turbidez / Sólidos en suspensión / DQO).....	8-28
8.6.1.12. Rendimientos integrados de los metales totales y disueltos (Cu / Pb / Zn).....	8-29
8.6.1.13. Rendimientos integrados de los contaminantes considerados (Turbidez / SS / DQO / Cu, Pb, Zn (totales y disueltos)).....	8-31
8.6.1.14. Tamaño de flóculos generados .....	8-32
8.6.1.15. Conclusiones de los ensayos realizados con coagulante PAC.....	8-33
8.6.2. Resultados con Cloruro Férrico (FeCl <sub>3</sub> ) como coagulante .....	8-36
8.6.2.1. Parámetros básicos (Turbidez / Sólidos en suspensión / DQO) .....	8-39
8.6.2.2. Metales totales y disueltos (Cu / Pb / Zn).....	8-40
8.6.2.3. Absorbancia y Transmitancia a 254 nm.....	8-42
8.6.2.4. Tamaño de flóculos generados.....	8-42
8.6.2.5. Rendimientos de los parámetros considerados .....	8-43
8.6.2.6. Conclusiones de los ensayos realizados con Cloruro Férrico .....	8-44
8.7. CONCLUSIONES GENERALES .....	8-44

## CAPÍTULO 9. RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN DE LA CUENCA “ENSANCHE”

9.1. RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN HIDRÁULICA DE LA CUENCA .....	9-4
9.1.1. Modelo en SWMM 5.0.....	9-5
9.1.2. Modelo en INFOWORKS CS.....	9-10
9.1.3. Comparación de resultados en ambos modelos .....	9-14
9.1.4. Resultados de simulación continua .....	9-19
9.1.4.1. Comparación de resultados con cuencas de la España húmeda.....	9-24
9.2. MODELIZACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE LA CUENCA EN INFOWORKS CS .....	9-28
9.2.1. Calibración y validación con fracción de sedimentos SF1.....	9-36
9.2.2. Calibración y validación con las dos fracciones de sedimentos SF1 y SF2 .....	9-38
9.2.3. Conclusiones y limitaciones del módulo de contaminación.....	9-39

## CAPÍTULO 10. SÍNTESIS DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES

10.1. INTRODUCCIÓN .....	10-3
10.2. SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE TIEMPO SECO.....	10-3
10.2.1. Análisis de los hidrogramas de tiempo seco .....	10-3
10.2.1.1. Análisis de caudales de tiempo seco .....	10-3
10.2.1.2. Análisis de la infiltración en la red .....	10-4

10.2.2. Caracterización de las aguas residuales de tiempo seco .....	10-4
10.2.2.1. Parámetros básicos.....	10-4
10.2.2.1.1. Estimación de habitantes equivalentes.....	10-7
10.2.2.2. Metales.....	10-7
10.2.3. Síntesis de resultados del análisis estadístico de los contaminantes en tiempo seco.....	10-8
10.3. SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE TIEMPO DE LLUVIA .....	10-8
10.3.1. Ratio masa movilizada asociada a escorrentía .....	10-11
10.3.2. Comparación entre el agua residual de tiempo seco y de tiempo de lluvia en la cuenca .....	10-13
10.3.3. Distribución de metales por fases .....	10-14
10.3.4. Síntesis de resultados del análisis estadístico de los contaminantes en tiempo de lluvia.....	10-16
10.3.4.1. Relaciones entre las concentraciones de los contaminantes en tiempo de lluvia.....	10-16
10.3.4.2. Relaciones entre parámetros característicos de suceso CMAX, CMS y CMOV .....	10-17
10.3.4.3. Tratamiento estadístico y análisis de concentraciones y cargas movilizadas en la cuenca .....	10-19
10.3.4.3.1. Comparación entre las concentraciones de tiempo seco y de lluvia en la cuenca .....	10-19
10.3.4.3.2. Comparación con otras cuencas unitarias.....	10-26
10.3.4.3.2.1. Concentraciones máximas y medias de suceso (CMAX y CMS) .....	10-26
10.3.4.3.2.2. Cargas movilizadas en tiempo de lluvia (CMOV) .....	10-34
10.3.4.3.2.3. Comparación entre la cuenca "Ensanche" y el OPUR2 .....	10-38
10.4. SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LOS ÍNDICES DE PREDICCIÓN DE CONTAMINACIÓN .....	10-39
10.5. SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA TRATABILIDAD DEL AGUA PLUVIAL BRUTA DE LA CUENCA.....	10-41
10.5.1. Resultados con policloruro de aluminio como coagulante .....	10-42
10.5.1.1. Distribución de los metales por fases.....	10-43
10.5.2. Resultados con cloruro férrico como coagulante .....	10-44
10.5.3. Conclusiones generales.....	10-45
10.6. SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN NUMÉRICA DE LA CUENCA.....	10-45
10.6.1. Resultados de la calibración y validación de los modelos hidráulicos.....	10-45
10.6.2. Resultados de simulación continua (año medio) .....	10-48
10.6.3. Resultados del modelo de contaminación y limitaciones.....	10-50
10.7. IMPLICACIONES DE LA GESTIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LAS AGUAS PLUVIALES EN EL DISEÑO Y EXPLOTACIÓN DE UN SISTEMA DE SANEAMIENTO UNITARIO .....	10-52
10.8. CONCLUSIONES.....	10-60
10.9. LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS.....	10-64

## BIBLIOGRAFÍA

### ANEJO I. CARACTERÍSTICAS DE LA INSTRUMENTACIÓN DE CAMPO UTILIZADA

### ANEJO II. TÉCNICAS ANALÍTICAS

### ANEJO III. CAMPAÑAS DE CARACTERIZACIÓN DE TIEMPO SECO

### ANEJO IV. RESULTADOS COMPLETOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LA CUENCA EN TIEMPO SECO

### ANEJO V. FICHAS DE SUCESOS DE LLUVIA MUESTREADOS

### ANEJO VI. RESULTADOS Y CORRELACIONES DE TODOS LOS PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN ANALIZADOS EN LA CUENCA EN TIEMPO DE LLUVIA

### ANEJO VII. IMÁGENES DE LOS ENSAYOS JAR-TEST DE TRATABILIDAD

### ANEJO VIII. RESULTADOS COMPLETOS DE LOS ENSAYOS JAR-TEST DE TRATABILIDAD

### ANEJO IV. ARCHIVO DEL MODELO EN SWMM DE LA CUENCA "ENSANCHE"

### ANEJO X. EJEMPLO DE SIMULACIÓN CONTINUA EN INFOWORKS CS

## ÍNDICE DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

Figura 1-1.	Confluencia de conducciones en la red de alcantarillado de Barcelona (cortesía de CLABSA).....	1-3
Figura 1-2.	Efectos de la impermeabilización sobre la escorrentía y la infiltración (adaptado de Arnold y Gibbons, 1996).....	1-4
Figura 1-3.	Efecto de la urbanización en las puntas y volúmenes de escorrentía (Anta, 2004).....	1-4
Figura 1-4.	Diagrama básico de control de la calidad del agua.....	1-5
Figura 1-5.	Componentes de un sistema de saneamiento en una cuenca urbana.....	1-6
Figura 1-6.	Esquema de las acometidas en una red de saneamiento de tipo separativa (izquierda) y de tipo unitaria (derecha) (Adaptado de Bourrier, 1997).....	1-7
Figura 1-7.	Comparación entre la filosofía del sistema de saneamiento unitario y el separativo.....	1-7
Figura 1-8.	Criterios de dimensionamiento de colectores en función de la situación dentro del sistema de saneamiento.....	1-9
Figura 1-9.	Escalas temporales y espaciales para los impactos sobre sistemas acuáticos.....	1-14
Figura 1-10.	Ejemplo de incumplimientos en los estándares de calidad tradicionales por vertidos ocasionales.....	1-16
Figura 1-11.	Relación entre las variables dosis-duración-frecuencia en el desarrollo de estándares intermitentes.....	1-17
Figura 1-12.	Componentes de un sistema de saneamiento que incorpora técnicas de drenaje urbano sostenible.....	1-18

### CAPÍTULO 3

Figura 3-1.	Contaminación generada por el tráfico rodado (datos de Sansalone y Buchberger, 1997).....	3-10
Figura 3-2.	Granulometría media de los sedimentos depositados en la calzada del Bulevar Ronda Rufino Peón, Torrelavega (Azaña y Temprano, 2005).....	3-14
Figura 3-3.	Patrón de variación diario de la DBO <sub>5</sub> (arriba) y los SS (abajo) en las aguas residuales urbanas de la cuenca de Triana, Sevilla (M.M.A., 2002).....	3-20
Figura 3-4.	Variación simultánea de DQO, DBO y caudal durante las 24 horas de 1 día en una población de 500 habitantes (Collado, 1992).....	3-21
Figura 3-5.	Hidrograma de tiempo seco de la cuenca urbana "Cancelón" (Santiago de Compostela).....	3-23
Figura 3-6.	Polutograma de tiempo seco de los sólidos en suspensión totales (izquierda) y de la demanda biológica de oxígeno (derecha) en la cuenca urbana "Cancelón" (Santiago de Compostela).....	3-23
Figura 3-7.	Polutograma de tiempo seco de los SD (izquierda) y del N amoniacal (derecha) en la cuenca urbana "Cancelón" (Santiago de Compostela).....	3-23
Figura 3-8.	Polutograma de tiempo seco del zinc total (izquierda) y del plomo total (derecha) en la cuenca urbana "Cancelón" (Santiago de Compostela).....	3-24
Figura 3-9.	Formas metálicas y toxicidad (Paulson C., 1993).....	3-26
Figura 3-10.	Distribución granulométrica de los sólidos encontrados en los imbornales (adaptada de Ackers et al., 1996).....	3-35
Figura 3-11.	Depósitos típicos de sedimentos en los conductos (Crabtree, 1989).....	3-36
Figura 3-12.	Fotografía de los sedimentos encontrados en las redes unitarias (Oms et al., 2002).....	3-38
Figura 3-13.	Granulometría de sedimentos fecales (Verbanck, 1990. Citado en Ackers, 1996).....	3-39
Figura 3-14.	Granulometría de sedimentos pluviales (Verbanck, 1990. Citado en Ackers, 1996).....	3-40
Figura 3-15.	Porcentaje de DBO, zinc y plomo asociada a la fracción particulada en la cuenca unitaria "Le Marais", París (Chebbo y Gromaire, 2004).....	3-42
Figura 3-16.	Velocidad de sedimentación de las distintas fracciones de partículas asociadas a las aguas residuales de la cuenca Le Marais, París (Chebbo y Gromaire, 2004).....	3-43
Figura 3-17.	Contribución de la escorrentía, las aguas residuales y los sedimentos de las redes a las cargas de SST y DBO <sub>5</sub> movilizadas durante los episodios de lluvia en "Le Marais", París (Chebbo y Gromaire, 2004).....	3-44
Figura 3-18.	Contribución del agua residual de tiempo seco, la escorrentía superficial y los sedimentos depositados en la red a las cargas de contaminación en tiempo de lluvia (SS, materia orgánica, metales pesados y HAPs) (Gasperi et al., 2010).....	3-45
Figura 3-19.	Transferencia de las fracciones disuelta y particulada de Cu y Zn en las cuencas unitarias de "Marais" y "Clichy aguas abajo" (Gasperi et al. 2010).....	3-46
Figura 3-20.	Diagramas de distribución de concentraciones de contaminantes en tiempo seco y de lluvia en las cuencas del programa OPUR2 (Kafi et al., 2008).....	3-48
Figura 3-21.	Diagramas de distribución de las cargas específicas de contaminantes movilizadas en tiempo seco y de lluvia en las cuencas del programa OPUR2 (Kafi et al., 2008).....	3-49
Figura 3-22.	Diagramas de distribución del porcentaje de fracción particulada de cada contaminante en tiempo seco y de lluvia en las cuencas del programa OPUR2 (Kafi et al., 2008).....	3-49
Figura 3-23.	Diagramas de distribución del contenido de cada contaminante en tiempo seco y de lluvia en las cuencas del programa OPUR2 (Kafi et al., 2008).....	3-49
Figura 3-24.	Vista aérea de la cuenca "Cancelón en Santiago de Compostela (Beneyto, 2004).....	3-55
Figura 3-25.	Comparación de las fracciones disuelta y particulada de las aguas residuales de tiempo (izquierda) y de tiempo de lluvia (derecha) en la cuenca unitaria "Cancelón" (Beneyto, 2004).....	3-60
Figura 3-26.	Cuencas analizadas en el PROMEDSU.....	3-61
Figura 3-27.	Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO.....	3-67
Figura 3-28.	Distribución lognormal para la concentración máxima de DBO <sub>5</sub> .....	3-67

Figura 3-29.	Distribución lognormal para la concentración máxima de COT.....	3-67
Figura 3-30.	Distribución lognormal para la concentración máxima de NTK.....	3-68
Figura 3-31.	Distribución lognormal para la concentración máxima de sólidos en suspensión.....	3-68
Figura 3-32.	Distribución lognormal para la concentración máxima de plomo disuelto.....	3-68
Figura 3-33.	Distribución lognormal para la CMS de DQO.....	3-68
Figura 3-34.	Distribución lognormal para la CMS de DBO <sub>5</sub> .....	3-68
Figura 3-35.	Distribución lognormal para la CMS de COT.....	3-68
Figura 3-36.	Distribución lognormal para la CMS de NTK.....	3-69
Figura 3-37.	Distribución lognormal para la CMS de sólidos en suspensión.....	3-69
Figura 3-38.	Distribución lognormal para la CMS de plomo disuelto.....	3-69
Figura 3-39.	Distribución lognormal para la carga movilizada de DQO.....	3-69
Figura 3-40.	Distribución lognormal para la carga movilizada de DBO <sub>5</sub> .....	3-69
Figura 3-41.	Distribución lognormal para la carga movilizada de COT.....	3-69
Figura 3-42.	Distribución lognormal para la carga movilizada de NTK.....	3-70
Figura 3-43.	Distribución lognormal para la carga movilizada de sólidos en suspensión.....	3-70
Figura 3-44.	Delimitación de la cuenca Riera d'Horta (en rojo) en Barcelona.....	3-70
Figura 3-45.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los consumidores de oxígeno en tiempo seco y de lluvia.....	3-73
Figura 3-46.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de DQO en tiempo seco y de lluvia.....	3-73
Figura 3-47.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de DQO soluble en tiempo seco y de lluvia.....	3-73
Figura 3-48.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de las formas de nitrógeno en tiempo seco y de lluvia.....	3-74
Figura 3-49.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de N total en tiempo seco y de lluvia.....	3-74
Figura 3-50.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de P total en tiempo seco y de lluvia.....	3-74
Figura 3-51.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de N orgánico en tiempo seco y de lluvia.....	3-74
Figura 3-52.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de N amoniacal en tiempo seco y de lluvia.....	3-74
Figura 3-53.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los ST, SS y turbidez en tiempo seco y de lluvia.....	3-75
Figura 3-54.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de ST en tiempo seco y de lluvia.....	3-75
Figura 3-55.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de SS en tiempo seco y de lluvia.....	3-75
Figura 3-56.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de turbidez en tiempo seco y de lluvia.....	3-75
Figura 3-57.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de CT en tiempo seco y de lluvia.....	3-76
Figura 3-58.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Enterococos fecales en tiempo seco y de lluvia.....	3-76
Figura 3-59.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de E. coli en tiempo seco y de lluvia.....	3-76
Figura 3-60.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Al, Fe y Si en tiempo seco y de lluvia.....	3-76
Figura 3-61.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Mn y Ni en tiempo seco y de lluvia.....	3-76
Figura 3-62.	Comparación de los valores máximos de CMAX y CMS medias de DQO obtenidos en los tres estudios.....	3-78
Figura 3-63.	Comparación de los valores máximos de CMAX y CMS medias de SS obtenidos en los tres estudios.....	3-78
Figura 3-64.	Comparación de los valores máximos de CMAX y CMS medias de N total y orgánico obtenidos en los tres estudios.....	3-78
Figura 3-65.	Comparación de los valores máximos de CMAX y CMS medias de P total obtenidos en los tres estudios.....	3-78

## CAPÍTULO 4

Figura 4-1.	Discretización de cuencas del sistema de drenaje de la ciudad de Santiago de Compostela.....	4-4
Figura 4-2.	Fotografía aérea de la cuenca "Ensanche" en Santiago de Compostela.....	4-5
Figura 4-3.	Fotografía aérea de la cuenca del "Ensanche" de Santiago de Compostela estudiada.....	4-6
Figura 4-4.	Fotografías de la cuenca "Ensanche" en Santiago de Compostela.....	4-7
Figura 4-5.	Sistema de saneamiento y drenaje de la cuenca.....	4-9
Figura 4-6.	Distribución de diámetros en la red de saneamiento y drenaje de la cuenca de "Ensanche".....	4-10
Figura 4-7.	Distribución de la red de saneamiento y drenaje por diámetros de los conductos.....	4-10
Figura 4-8.	Distribución de la red de saneamiento y drenaje por materiales.....	4-11
Figura 4-9.	Distribución de materiales de la red unitaria de la cuenca "Ensanche".....	4-11
Figura 4-10.	Distribución de pendientes en el sistema de saneamiento y drenaje de la cuenca de "Ensanche".....	4-12
Figura 4-11.	Distribución de la red de saneamiento y drenaje por pendientes.....	4-13
Figura 4-12.	Plano de la cuenca del "Ensanche" de Santiago de Compostela con su red de saneamiento unitaria.....	4-13
Figura 4-13.	Emplazamiento de la sección de control en la imagen aérea de la cuenca.....	4-14
Figura 4-14.	Emplazamiento seleccionado para la instalación de la sección de control de la cuenca.....	4-14
Figura 4-15.	Caseta de control de la sección.....	4-15
Figura 4-16.	Banda plástica de protección del cableado de la instrumentación de la sección.....	4-15
Figura 4-17.	Ubicación del pluviómetro en la imagen aérea de la cuenca.....	4-16
Figura 4-18.	Caudalímetro Hach Sigma 950.....	4-17
Figura 4-19.	Caudalímetro Hach Sigma 950 con la sonda Doppler de velocidad y calado conectada.....	4-18



Figura 4-20.	Sonda doppler de velocidad y calado instalada sobre una placa metálica antes de su fijación en el colector. Se puede observar la cabeza de succión del tubo de toma de muestra.	4-18
Figura 4-21.	Placa metálica fijada en el colector con la sonda doppler de velocidad y calado y la cabeza de succión de toma de muestra en la parte inferior.	4-19
Figura 4-22.	Detalle del tomamuestras SIGMA 900.	4-20
Figura 4-23.	Detalle del sistema utilizado para la toma de muestras en la sección de control antes de su colocación e instalado.	4-20
Figura 4-24.	Tomamuestras automático SIGMA 950 instalado en la caseta de control.	4-20
Figura 4-25.	Módulo de comunicaciones GPRS con su antena emisora (izquierda) y con cable de salida del caudalímetro de señal analógica (derecha).	4-21
Figura 4-26.	Módulo Endol de comunicaciones por GRPS en estación de control conectado al caudalímetro Hach Sigma 950 con sistema de alimentación a 12 V y antena emisora.	4-21
Figura 4-27.	Ventana principal del programa Endol Servidor.	4-22
Figura 4-28.	Ventana de consulta de datos de calado en el colector de la sección de control graficados en el programa Endol Cliente.	4-22
Figura 4-29.	Estación de control del sistema de saneamiento y drenaje de la cuenca del "Ensanche".	4-23
Figura 4-30.	Caseta de control del sistema de saneamiento y drenaje de la cuenca del "Ensanche".	4-24
Figura 4-31.	Hidrograma y polutograma de tiempo seco.	4-36
Figura 4-32.	Suceso superpuesto al hidrograma y polutograma de tiempo seco.	4-37
Figura 4-33.	Hidrograma y polutograma de DBO <sub>5</sub> en tiempo seco.	4-37
Figura 4-34.	Hidrograma y polutograma de DBO <sub>5</sub> del suceso.	4-38
Figura 4-35.	Flujogramas de tiempo seco y suceso.	4-38
Figura 4-36.	Flujos máxicos durante el suceso.	4-39
Figura 4-37.	Análisis de movilización de masas de un contaminante con cierto primer lavado.	4-41
Figura 4-38.	Análisis de movilización de masas de un contaminante sin primer lavado.	4-42
Figura 4-39.	Curvas de movilización de masa para distintos valores del coeficiente "a".	4-42
Figura 4-40.	Relaciones entre la turbidez y los sólidos en suspensión en tiempo seco. Cuenca unitaria del Cancelón, Santiago de Compostela (Beneyto, 2004).	4-50
Figura 4-41.	Interpretación gráfica de los residuos de un análisis de regresión (adaptado de Draper y Smith, 1981).	4-51
Figura 4-42.	Posibles problemas derivados del empleo de R <sup>2</sup> para validar modelos de regresión (Berthouex y Brown, 1994).	4-51
Figura 4-43.	Influencia del rango de variación de la variable predictora en el valor de R <sup>2</sup> (Berthouex y Brown, 1994).	4-52
Figura 4-44.	Distribución log-normal para la concentración máxima de DQO (MMA, 2001).	4-54
Figura 4-45.	Representación "box-whisker".	4-55
Figura 4-46.	Diagramas de distribución de datos e histogramas para valores de cargas específicas movilizadas de SS y SD en una cuenca urbana.	4-55
Figura 4-47.	Proceso de decantación durante los ensayos jar-test.	4-56
Figura 4-48.	Estructura de bloques del SWMM v4.4.	4-60
Figura 4-49.	Esquema de capas del SWMM 5.	4-61
Figura 4-50.	Vista de la estructura del modelo con el InfoWorks Explorer.	4-63
Figura 4-51.	Vista de datos de InfoWorks en forma tabular presentando los colores de las "flags" que indican procedencia y fiabilidad de los datos del modelo.	4-63
Figura 4-52.	Vista geográfica detallada con mapas GIS de fondo.	4-64
Figura 4-53.	Diagrama explicativo del módulo de contaminación de InfoWorks CS.	4-69
Figura 4-54.	Menú de perfil de caudales y contaminación de aguas residuales.	4-70

## CAPÍTULO 5

Figura 5-1.	Registro de caudales y niveles en tiempo seco.	5-6
Figura 5-2.	Hietogramas-hidrogramas generados en la cuenca.	5-8

## CAPÍTULO 6

Figura 6-1.	Caudales semanales de tiempo seco.	6-3
Figura 6-2.	Caudales semanales medios de tiempo seco.	6-3
Figura 6-3.	Caudales promediados de cada día laborable.	6-4
Figura 6-4.	Caudales promediados de cada día de fin de semana.	6-4
Figura 6-5.	Caudales promediados según tipo de día de la semana.	6-5
Figura 6-6.	Identificación gráfica de la infiltración y las aportaciones incontroladas (Metcalf-Eddy, 1991).	6-6
Figura 6-7.	Análisis de períodos de tiempo seco postlluvias en la cuenca.	6-7
Figura 6-8.	Comparación de caudales semanales por tipo de período de tiempo seco.	6-7
Figura 6-9.	Consumidores de oxígeno (DQO, DQO soluble y DBO <sub>5</sub> ).	6-10
Figura 6-10.	Formas de nitrógeno (total y amoniacal).	6-10
Figura 6-11.	Formas de fósforo (total y fosfatos).	6-10
Figura 6-12.	Carbono orgánico total y disuelto.	6-11

Figura 6-13.	Sólidos totales, volátiles y fijos.....	6-11
Figura 6-14.	Sólidos en suspensión totales, volátiles y fijos. ....	6-11
Figura 6-15.	Sólidos disueltos totales, volátiles y fijos y conductividad a 20º.....	6-12
Figura 6-16.	Variación diaria de pH.....	6-12
Figura 6-17.	Dureza y alcalinidad. ....	6-12
Figura 6-18.	Coliformes fecales. ....	6-13
Figura 6-19.	Habitantes equivalentes en los días muestreados en función de los parámetros de cálculo considerados. ....	6-18
Figura 6-20.	Habitantes equivalentes en la cuenca en función de los parámetros de cálculo considerados. ....	6-18
Figura 6-21.	Polutograma diario de tiempo seco de aluminio y bario. ....	6-21
Figura 6-22.	Polutograma diario de tiempo seco de cadmio y cromo. ....	6-21
Figura 6-23.	Polutograma diario de tiempo seco de cobalto y cobre.....	6-21
Figura 6-24.	Polutograma diario de tiempo seco de hierro y mercurio. ....	6-21
Figura 6-25.	Polutograma diario de tiempo seco de manganeso y níquel. ....	6-22
Figura 6-26.	Polutograma diario de tiempo seco de plomo y zinc. ....	6-22
Figura 6-27.	Polutograma diario de tiempo seco de berilio y boro. ....	6-22
Figura 6-28.	Polutograma diario de tiempo seco de molibdeno y selenio. ....	6-22
Figura 6-29.	Polutograma diario de tiempo seco de silicio y vanadio.....	6-23
Figura 6-30.	Variación diaria de los metales totales.....	6-23
Figura 6-31.	Variación diaria de los metales en fase particulada (arriba) y disuelta (abajo). ....	6-24
Figura 6-32.	Distribuciones de metales por fases en tiempo seco.....	6-25
Figura 6-33.	Polutograma diario de tiempo seco de sodio y potasio. ....	6-27
Figura 6-34.	Polutograma diario de tiempo seco de calcio y magnesio. ....	6-27
Figura 6-35.	Polutograma diario de tiempo seco de fluoruros y cloruros.....	6-27
Figura 6-36.	Polutograma diario de tiempo seco de cianuros.....	6-28
Figura 6-37.	Variación diaria de los cationes analizados. ....	6-28
Figura 6-38.	Polutograma diario de tiempo seco de aceites y grasas e hidrocarburos totales de petróleo.....	6-30
Figura 6-39.	Polutograma diario de tiempo seco de HAPs y COVs. ....	6-31
Figura 6-40.	Polutograma diario de tiempo seco de fenoles y plaguicidas. ....	6-31
Figura 6-41.	Polutograma diario de tiempo seco de HHCb Galaxolide y ATHN Tonalide (fragancias).....	6-33
Figura 6-42.	Polutograma diario de tiempo seco de ibuprofeno y diclofenaco.....	6-33
Figura 6-43.	Polutograma diario de tiempo seco de carbamazepina y cafeína. ....	6-33
Figura 6-44.	Polutograma diario de tiempo seco de paracetamol y amoxicilina.....	6-34
Figura 6-45.	Distribución por fases de los PPCPs en los días laborables de tiempo seco. ....	6-34
Figura 6-46.	Relación entre los consumidores de oxígeno en tiempo seco. ....	6-36
Figura 6-47.	Relación entre las formas de N y P en tiempo seco. ....	6-36
Figura 6-48.	Relación del fósforo con la DQO, N amoniacal y SS en tiempo seco.....	6-36
Figura 6-49.	Relación entre los SS y los consumidores de oxígeno en tiempo seco.....	6-36
Figura 6-50.	Relación de los SS con el N total y el P total en tiempo seco.....	6-37
Figura 6-51.	Relación entre los SS, SSV y ST en tiempo seco.....	6-37
Figura 6-52.	Relación entre los SSV y los consumidores de oxígeno en tiempo seco.....	6-37
Figura 6-53.	Relación de los SSV con el N total y el P total en tiempo seco.....	6-37
Figura 6-54.	Relación de los ST con los consumidores de oxígeno y los SSV en tiempo seco.....	6-37
Figura 6-55.	Relación de los ST con el N total y el P total en tiempo seco.....	6-37
Figura 6-56.	Relación entre la turbidez y los consumidores de oxígeno en tiempo seco.....	6-38
Figura 6-57.	Relación entre la turbidez y los sólidos en tiempo seco. ....	6-38
Figura 6-58.	Relación entre la conductividad y las formas de N y P en tiempo seco.....	6-38
Figura 6-59.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los parámetros básicos obtenidas en los flujos de tiempo seco.....	6-39
Figura 6-60.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de coliformes fecales obtenidas en los flujos de tiempo seco.....	6-39
Figura 6-61.	Relación entre el zinc y el aluminio, cromo, níquel y plomo (grupo I) en tiempo seco.....	6-41
Figura 6-62.	Relación entre el aluminio y el cromo, níquel y plomo (grupo I) en tiempo seco.....	6-41
Figura 6-63.	Relación entre la DQO y el grupo I de metales en tiempo seco. ....	6-41
Figura 6-64.	Relación entre los ST y el grupo I de metales en tiempo seco. ....	6-42
Figura 6-65.	Relación entre los SSV y el grupo I de metales en tiempo seco.....	6-42
Figura 6-66.	Relación entre los SS y el grupo I de metales en tiempo seco. ....	6-42
Figura 6-67.	Relación entre la turbidez y el grupo I de metales en tiempo seco. ....	6-43
Figura 6-68.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de tiempo seco de Al, Cr, Ni y As.....	6-43
Figura 6-69.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de tiempo seco de Cu, Mn, Pb y Zn.....	6-43
Figura 6-70.	ACP de concentraciones obtenidas en tiempo seco para los parámetros seleccionados.....	6-45

**CAPÍTULO 7**

Figura 7-2.	Polutogramas de consumidores de oxígeno del suceso SUC_240809.	7-6
Figura 7-3.	Polutogramas de sólidos (SS, SSV, ST) del suceso SUC_230509.	7-6
Figura 7-4.	Polutograma de nitrógeno total del suceso SUC_211008.	7-7
Figura 7-5.	Polutograma de fósforo total del suceso SUC_211008.	7-7
Figura 7-6.	Polutogramas de plomo y zinc totales del suceso SUC_230509.	7-7
Figura 7-7.	Concentraciones máximas, medias y mínimas de coliformes fecales en los sucesos muestreados.	7-9
Figura 7-8.	Porcentaje de movilización asignada a escorrentía con respecto al total de los consumidores de oxígeno, COT, las formas de nitrógeno y fósforo total.	7-10
Figura 7-9.	Porcentaje de movilización asignada a escorrentía con respecto al total de los sólidos.	7-11
Figura 7-10.	Porcentaje de movilización asignada a escorrentía con respecto al total de los metales.	7-12
Figura 7-11.	Porcentaje de movilización asignada a escorrentía con respecto al total en cada suceso para los metales.	7-12
Figura 7-12.	Cargas específicas movilizadas por ha de consumidores de oxígeno (DQO, DBO <sub>5</sub> ), formas de nitrógeno y P total.	7-13
Figura 7-13.	Cargas específicas movilizadas por ha de SS, SSV y ST.	7-14
Figura 7-14.	Cargas específicas movilizadas de metales (Al, Fe, Cu, Ba, Mn, Pb y Zn).	7-14
Figura 7-15.	Curvas de movilización de masa de DQO.	7-18
Figura 7-16.	Curvas de movilización de masa de DQO soluble.	7-18
Figura 7-17.	Curvas de movilización de masa de DBO <sub>5</sub> .	7-18
Figura 7-18.	Curvas de movilización de masa de N total.	7-18
Figura 7-19.	Curvas de movilización de masa de P total.	7-19
Figura 7-20.	Curvas de movilización de masa de N amoniacal.	7-19
Figura 7-21.	Curvas de movilización de masa de SS.	7-19
Figura 7-22.	Curvas de movilización de masa de SSV.	7-19
Figura 7-23.	Curvas de movilización de masa de ST.	7-19
Figura 7-24.	Curvas de movilización de masa de SD.	7-19
Figura 7-25.	Curvas de movilización de masa de Al.	7-20
Figura 7-26.	Curvas de movilización de masa de Cr.	7-20
Figura 7-27.	Curvas de movilización de masa de Cu.	7-20
Figura 7-28.	Curvas de movilización de masa de Mn.	7-20
Figura 7-29.	Curvas de movilización de masa de Pb.	7-20
Figura 7-30.	Curvas de movilización de masa de Zn.	7-20
Figura 7-31.	Curvas de movilización de masa de As.	7-21
Figura 7-32.	Relación entre DQO/DBO <sub>5</sub> en tiempo seco y de lluvia.	7-22
Figura 7-33.	Relación entre DQO/DBO <sub>5</sub> en tiempo seco y de lluvia.	7-22
Figura 7-34.	Relaciones entre las formas de nitrógeno y fósforo en tiempo seco y de lluvia.	7-22
Figura 7-35.	Relaciones entre los SSV, SS y ST.	7-23
Figura 7-36.	Proporciones entre contaminantes en las cuencas de "Ensanche" y "Cancelón".	7-23
Figura 7-37.	Comparación entre las distribuciones por fases de los metales en tiempo seco y de lluvia en "Ensanche".	7-24
Figura 7-38.	Polutogramas de Zn total y disuelto en el segundo suceso muestreado (SUC_211008).	7-25
Figura 7-39.	Polutogramas de Zn total y disuelto en el séptimo suceso muestreado (SUC_230509).	7-25
Figura 7-40.	Comparación de las proporciones de fracción particulada de Cu, Pb y Zn a la CMAX en tiempo de lluvia frente a tiempo seco.	7-25
Figura 7-41.	Comparación entre las distribuciones por fases de los metales en tiempo seco y de lluvia en el "Ensanche" y "Cancelón".	7-26
Figura 7-42.	Relación entre los consumidores de oxígeno en tiempo de lluvia.	7-30
Figura 7-43.	Relación entre la DQO y el P total en tiempo de lluvia.	7-30
Figura 7-44.	Relación entre el N total y el P total en tiempo de lluvia.	7-30
Figura 7-45.	Relación entre los SS y los consumidores de oxígeno en tiempo de lluvia.	7-30
Figura 7-46.	Relación entre los SS y el P total en tiempo de lluvia.	7-30
Figura 7-47.	Relación entre los SS y los SSV y ST en tiempo de lluvia.	7-30
Figura 7-48.	Relación entre los SSV y los consumidores de oxígeno en tiempo de lluvia.	7-31
Figura 7-49.	Relación entre los SSV y el P total en tiempo de lluvia.	7-31
Figura 7-50.	Relación entre los ST y los consumidores de oxígeno en tiempo de lluvia.	7-31
Figura 7-51.	Relación entre los ST y los SSV en tiempo de lluvia.	7-31
Figura 7-52.	Relación entre los ST y el N y P totales en tiempo de lluvia.	7-31
Figura 7-53.	Relación entre la conductividad y el N amoniacal en tiempo de lluvia.	7-31
Figura 7-54.	Relación entre la turbidez y los consumidores de oxígeno en tiempo de lluvia.	7-32
Figura 7-55.	Relación entre la turbidez y los sólidos en tiempo de lluvia.	7-32
Figura 7-56.	Relación entre el aluminio y el manganeso, plomo, zinc, arsénico y cromo en tiempo de lluvia.	7-33
Figura 7-57.	Relación entre el manganeso y el plomo, zinc, arsénico, níquel y cromo en tiempo de lluvia.	7-34

Figura 7-58.	Relación entre la DQO y los metales manganeso, zinc, arsénico y cromo en tiempo de lluvia.....	7-34
Figura 7-59.	Relación entre la DBO <sub>5</sub> y los metales manganeso, zinc, arsénico y cromo en tiempo de lluvia.....	7-34
Figura 7-60.	Relación entre el P total y el manganeso.....	7-35
Figura 7-61.	Relación entre los SS y los metales manganeso, plomo, zinc, arsénico y aluminio en tiempo de lluvia.....	7-35
Figura 7-62.	Relación entre los ST y los metales manganeso, plomo, zinc, arsénico y aluminio en tiempo de lluvia.....	7-35
Figura 7-63.	Relación entre la turbidez y los metales manganeso, plomo, zinc, arsénico y aluminio en tiempo de lluvia.....	7-36
Figura 7-64.	Relación entre la concentración máxima de suceso de turbidez y la de los SS.....	7-39
Figura 7-65.	Relación entre la concentración máxima de suceso de turbidez y la de los SSV.....	7-39
Figura 7-66.	Relación entre la concentración máxima de suceso de turbidez y la de aluminio.....	7-39
Figura 7-67.	Relación entre la concentración máxima de suceso de turbidez y la de plomo.....	7-39
Figura 7-68.	Relación entre la concentración máxima de suceso de turbidez y la de zinc.....	7-40
Figura 7-69.	Relación entre la concentración máxima de suceso de SS y la de DQO.....	7-40
Figura 7-70.	Relación entre la concentración máxima de suceso de SS y la de DBO <sub>5</sub> .....	7-40
Figura 7-71.	Relación entre la concentración máxima de suceso de SS y la de P total.....	7-40
Figura 7-72.	Relación entre la concentración máxima de suceso de SS y la de SSV.....	7-40
Figura 7-73.	Relación entre la concentración máxima de suceso de SS y la de ST.....	7-40
Figura 7-74.	Relación entre la concentración máxima de suceso de SS y la de manganeso.....	7-41
Figura 7-75.	Relación entre la concentración máxima de suceso de SSV y la de DBO <sub>5</sub> .....	7-41
Figura 7-76.	Relación entre la concentración máxima de suceso de conductividad y la de N amoniacal.....	7-41
Figura 7-77.	Relación entre la concentración media de suceso de turbidez y la de SS.....	7-41
Figura 7-78.	Relación entre la concentración media de suceso de turbidez y la de SSV.....	7-41
Figura 7-79.	Relación entre la concentración media de suceso de turbidez y la de ST.....	7-41
Figura 7-80.	Relación entre la concentración media de suceso de SS y la de DQO.....	7-42
Figura 7-81.	Relación entre la concentración media de suceso de SS y la de DBO <sub>5</sub> .....	7-42
Figura 7-82.	Relación entre la concentración media de suceso de SS y la de SSV.....	7-42
Figura 7-83.	Relación entre la concentración media de suceso de SS y la de ST.....	7-42
Figura 7-84.	Relación entre la concentración media de suceso de SSV y la de DQO.....	7-42
Figura 7-85.	Relación entre la concentración media de suceso de SSV y la de DBO <sub>5</sub> .....	7-42
Figura 7-86.	Relación entre la concentración media de suceso de SSV y la de ST.....	7-43
Figura 7-87.	Relación entre la concentración media de suceso de P total y la de N total.....	7-43
Figura 7-88.	Relación entre la concentración media de suceso de ST y la de P total.....	7-43
Figura 7-89.	Relación entre la concentración media de suceso de aluminio y la de plomo.....	7-43
Figura 7-90.	Relación entre la concentración media de suceso de aluminio y la de zinc.....	7-43
Figura 7-91.	Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de DQO.....	7-43
Figura 7-92.	Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de DBO <sub>5</sub> .....	7-44
Figura 7-93.	Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de SSV.....	7-44
Figura 7-94.	Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de ST.....	7-44
Figura 7-95.	Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de aluminio.....	7-44
Figura 7-96.	Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de plomo.....	7-44
Figura 7-97.	Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de arsénico.....	7-44
Figura 7-98.	Relación entre la carga movilizada por suceso de SSV y la de DBO <sub>5</sub> .....	7-45
Figura 7-99.	Relación entre la carga movilizada por suceso de ST y la de P total.....	7-45
Figura 7-100.	Relación entre la carga movilizada por suceso de aluminio y la de zinc.....	7-45
Figura 7-101.	Relación entre la carga movilizada por suceso de zinc y la de manganeso.....	7-45
Figura 7-102.	ACP de concentraciones máximas de suceso para los parámetros seleccionados.....	7-48
Figura 7-103.	ACP de concentraciones medias de suceso para los parámetros seleccionados.....	7-49
Figura 7-104.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de los consumidores de oxígeno.....	7-51
Figura 7-105.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de los consumidores de oxígeno.....	7-51
Figura 7-106.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de los consumidores de oxígeno.....	7-52
Figura 7-107.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de los consumidores de oxígeno.....	7-52
Figura 7-108.	Diagramas de distribución de datos de CMOV por ha para los consumidores de oxígeno.....	7-52
Figura 7-109.	Diagramas de distribución de datos de CMOV por km-m para los consumidores de oxígeno.....	7-52
Figura 7-110.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de los consumidores de oxígeno.....	7-52
Figura 7-111.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los consumidores de oxígeno en tiempo seco y de lluvia.....	7-53
Figura 7-112.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de DQO en tiempo seco y de lluvia.....	7-53
Figura 7-113.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de DQO soluble en tiempo seco y de lluvia.....	7-53
Figura 7-114.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de DBO <sub>5</sub> en tiempo seco y de lluvia.....	7-53
Figura 7-115.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de DQO en las cuencas analizadas.....	7-54
Figura 7-116.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de DQO en las cuencas analizadas.....	7-54



Índice

Figura 7-177.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de P orgánico en tiempo seco y de lluvia.	7-67
Figura 7-178.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de fosfatos en tiempo seco y de lluvia.	7-67
Figura 7-179.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de P total en las cuencas analizadas.	7-67
Figura 7-180.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de P total en las cuencas analizadas.	7-67
Figura 7-181.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de P orgánico en las cuencas analizadas.	7-68
Figura 7-182.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de P orgánico en las cuencas analizadas.	7-68
Figura 7-183.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de fosfatos en las cuencas analizadas.	7-68
Figura 7-184.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de fosfatos en las cuencas analizadas.	7-68
Figura 7-185.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de P total en las cuencas analizadas.	7-68
Figura 7-186.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de P total en las cuencas analizadas.	7-68
Figura 7-187.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de P orgánico en las cuencas analizadas.	7-69
Figura 7-188.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de P orgánico en las cuencas analizadas.	7-69
Figura 7-189.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de fosfatos en las cuencas analizadas.	7-69
Figura 7-190.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de fosfatos en las cuencas analizadas.	7-69
Figura 7-191.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de P total y orgánico en las cuencas analizadas.	7-69
Figura 7-192.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por km-m de P total y orgánico en las cuencas analizadas.	7-69
Figura 7-193.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de P total en las cuencas analizadas.	7-70
Figura 7-194.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de P total en las cuencas analizadas.	7-70
Figura 7-195.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de P orgánico en las cuencas analizadas.	7-70
Figura 7-196.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de P orgánico en las cuencas analizadas.	7-70
Figura 7-197.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de sólidos.	7-71
Figura 7-198.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de SS y SSV.	7-71
Figura 7-199.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de SD y ST.	7-71
Figura 7-200.	Distribución de probabilidad acumulada para las CMAX de turbidez.	7-71
Figura 7-201.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de sólidos.	7-71
Figura 7-202.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de SS y SSV.	7-71
Figura 7-203.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de SD y ST.	7-72
Figura 7-204.	Distribución de probabilidad acumulada para las CMS de turbidez.	7-72
Figura 7-205.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de sólidos.	7-72
Figura 7-206.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por km-m de sólidos.	7-72
Figura 7-207.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de sólidos.	7-72
Figura 7-208.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los SS, SSV y turbidez en tiempo seco y de lluvia.	7-73
Figura 7-209.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los SD y ST en tiempo seco y de lluvia.	7-73
Figura 7-210.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de SS en tiempo seco y de lluvia.	7-73
Figura 7-211.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de SSV en tiempo seco y de lluvia.	7-73
Figura 7-212.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de SD en tiempo seco y de lluvia.	7-73
Figura 7-213.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de SDV en tiempo seco y de lluvia.	7-73
Figura 7-214.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de ST en tiempo seco y de lluvia.	7-74
Figura 7-215.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de STV en tiempo seco y de lluvia.	7-74
Figura 7-216.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de SS en las cuencas analizadas.	7-75
Figura 7-217.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de SS en las cuencas analizadas.	7-75
Figura 7-218.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de SSV en las cuencas analizadas.	7-75
Figura 7-219.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de SSV en las cuencas analizadas.	7-75
Figura 7-220.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de SD en las cuencas analizadas.	7-76
Figura 7-221.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de SDV en las cuencas analizadas.	7-76
Figura 7-222.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de ST en las cuencas analizadas.	7-76
Figura 7-223.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de ST en las cuencas analizadas.	7-76
Figura 7-224.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de STV en las cuencas analizadas.	7-76
Figura 7-225.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de turbidez en las cuencas analizadas.	7-77
Figura 7-226.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de turbidez en las cuencas analizadas.	7-77
Figura 7-227.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de SS en las cuencas analizadas.	7-77
Figura 7-228.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de SS en las cuencas analizadas.	7-77
Figura 7-229.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de SSV en las cuencas analizadas.	7-77
Figura 7-230.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de SSV en las cuencas analizadas.	7-77
Figura 7-231.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de SD en las cuencas analizadas.	7-78
Figura 7-232.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de SDV en las cuencas analizadas.	7-78
Figura 7-233.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de ST en las cuencas analizadas.	7-78
Figura 7-234.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de ST en las cuencas analizadas.	7-78
Figura 7-235.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de STV en las cuencas analizadas.	7-78
Figura 7-236.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de turbidez en las cuencas analizadas.	7-79

Figura 7-237.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de turbidez en las cuencas analizadas.	7-79
Figura 7-238.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de sólidos en las cuencas "Cancelón" y "Ensanche".	7-79
Figura 7-239.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por km-m de sólidos en las cuencas "Cancelón" y "Ensanche".	7-80
Figura 7-240.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de sólidos en suspensión en las cuencas analizadas.	7-80
Figura 7-241.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de sólidos volátiles en las cuencas analizadas.	7-80
Figura 7-242.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de SS en las cuencas analizadas.	7-80
Figura 7-243.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de SS en las cuencas analizadas.	7-80
Figura 7-244.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de SSV en las cuencas analizadas.	7-81
Figura 7-245.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de SSV en las cuencas analizadas.	7-81
Figura 7-246.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de SD en las cuencas analizadas.	7-81
Figura 7-247.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de SD en las cuencas analizadas.	7-81
Figura 7-248.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de SDV en las cuencas analizadas.	7-81
Figura 7-249.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de SDV en las cuencas analizadas.	7-81
Figura 7-250.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de ST en las cuencas analizadas.	7-82
Figura 7-251.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de ST en las cuencas analizadas.	7-82
Figura 7-252.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de STV en las cuencas analizadas.	7-82
Figura 7-253.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de STV en las cuencas analizadas.	7-82
Figura 7-254.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de coliformes fecales.	7-82
Figura 7-255.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de coliformes fecales.	7-82
Figura 7-256.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de coliformes fecales en tiempo seco y de lluvia.	7-83
Figura 7-257.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de indicadores microbiológicos en las cuencas analizadas.	7-83
Figura 7-258.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de indicadores microbiológicos en las cuencas analizadas.	7-83
Figura 7-259.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de Al, Cr, Ni y As.	7-84
Figura 7-260.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de Al y As.	7-84
Figura 7-261.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de Cr y Ni.	7-84
Figura 7-262.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de Cu, Mn, Pb y Zn.	7-85
Figura 7-263.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de Mn y Pb.	7-85
Figura 7-264.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de Cu y Zn.	7-85
Figura 7-265.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de Al, Cr, Ni y As.	7-85
Figura 7-266.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de Al y As.	7-86
Figura 7-267.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de Cr y Ni.	7-86
Figura 7-268.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de Cu, Mn, Pb y Zn.	7-86
Figura 7-269.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de Mn y Pb.	7-86
Figura 7-270.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de Cu y Zn.	7-86
Figura 7-271.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de Al, Cr, Ni y As.	7-87
Figura 7-272.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por km-m de Al, Cr, Ni y As.	7-87
Figura 7-273.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de Cu, Mn, Pb y Zn.	7-87
Figura 7-274.	Diagramas de distribución de datos para las CMOV por km-m de Cu, Mn, Pb y Zn.	7-87
Figura 7-275.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de Al.	7-87
Figura 7-276.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de Cr, Ni y As.	7-87
Figura 7-277.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de Cu, Mn, Pb y Zn.	7-88
Figura 7-278.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Al, Cr, Ni y As en tiempo seco y de lluvia.	7-88
Figura 7-279.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Cu en tiempo seco y de lluvia.	7-88
Figura 7-280.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Mn, Pb y Zn en tiempo seco y de lluvia.	7-88
Figura 7-281.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Al en tiempo seco y de lluvia.	7-89
Figura 7-282.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Cr en tiempo seco y de lluvia.	7-89
Figura 7-283.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Ni en tiempo seco y de lluvia.	7-89
Figura 7-284.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Cu en tiempo seco y de lluvia.	7-89
Figura 7-285.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Mn en tiempo seco y de lluvia.	7-89
Figura 7-286.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Pb en tiempo seco y de lluvia.	7-89
Figura 7-287.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Zn en tiempo seco y de lluvia.	7-90
Figura 7-288.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de Al en las cuencas analizadas.	7-90
Figura 7-289.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de Al en las cuencas analizadas.	7-90
Figura 7-290.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de Mn en las cuencas analizadas.	7-90
Figura 7-291.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de Mn en las cuencas analizadas.	7-90
Figura 7-292.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de Ni en las cuencas analizadas.	7-91
Figura 7-293.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de Ni en las cuencas analizadas.	7-91
Figura 7-294.	CMAX medias de Cu, Pb y Zn en las cuencas de "Ensanche" y "Cancelón".	7-92
Figura 7-295.	CMS medias de Cu, Pb y Zn en las cuencas de "Ensanche" y "Cancelón".	7-92
Figura 7-296.	CMOV por ha medias de Cu, Pb y Zn en las cuencas de "Ensanche" y "Cancelón".	7-92

Figura 7-297.	CMOV por km-m medias de Cu, Pb y Zn en las cuencas de "Ensanche" y "Cancelón".....	7-92
Figura 7-298.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Cu, Pb y Zn en tiempo seco y de lluvia en la cuenca "Cancelón".....	7-92
Figura 7-299.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Cu, Pb y Zn en tiempo seco y de lluvia en la cuenca "Ensanche".....	7-92
Figura 7-300.	Concentración mediana de Cu, Pb y Zn obtenida en las cuencas "Cancelón", "Ensanche" y "París intramuros" en tiempo seco (TS) y tiempo de lluvia (TLL).....	7-94
Figura 7-301.	Porcentaje de masa de escorrentía movilizada de metales con respecto al total en las cuencas del "Ensanche" y "Cancelón".....	7-94
Figura 7-302.	Valores medianos de concentraciones medias obtenidos para los SS, SSV, DQO y DBO <sub>5</sub> en la cuenca "Ensanche" y en el programa OPUR 2.....	7-100
Figura 7-303.	Valores medianos de concentraciones medias obtenidos para los metales Cu, Pb y Zn en la cuenca "Ensanche" y en el programa OPUR 2.....	7-100
Figura 7-304.	Valores medianos de CMS de DQO, DBO <sub>5</sub> y SS obtenidos en la cuenca "Ensanche" y comparados con la bibliografía.....	7-100
Figura 7-305.	Variables hidráulicas de suceso consideradas en los índices de predicción.....	7-105
Figura 7-306.	Índice de primer lavado frente a las CMAX de SS en la cuenca de "Ensanche".....	7-106
Figura 7-307.	Relación entre el IPL y las CMAX de SS en la cuenca de "Ensanche".....	7-107
Figura 7-308.	Relación entre el IPL y las CMAX de ST en la cuenca de "Ensanche".....	7-107
Figura 7-309.	Relación entre el IPL y las CMAX de DQO en la cuenca de "Ensanche".....	7-107
Figura 7-310.	Relación entre el IPL y las CMAX de DBO <sub>5</sub> en la cuenca de "Ensanche".....	7-107
Figura 7-311.	Relación entre el IPL y las CMAX de N total en la cuenca de "Ensanche".....	7-107
Figura 7-312.	Relación entre el IPL y las CMAX de P total en la cuenca de "Ensanche".....	7-107
Figura 7-313.	Índice de concentración media de suceso frente a las CMS de SS en la cuenca de "Ensanche".....	7-109
Figura 7-314.	Relación entre el ICMS y las CMS de SS en la cuenca de "Ensanche".....	7-110
Figura 7-315.	Relación entre el ICMS y las CMS de ST en la cuenca de "Ensanche".....	7-110
Figura 7-316.	Relación entre el ICMS y las CMS de DQO en la cuenca de "Ensanche".....	7-110
Figura 7-317.	Relación entre el ICMS y las CMS de DBO <sub>5</sub> en la cuenca de "Ensanche".....	7-110
Figura 7-318.	Relación entre el ICMS y las CMS de N total en la cuenca de "Ensanche".....	7-110
Figura 7-319.	Relación entre el ICMS y las CMS de P total en la cuenca de "Ensanche".....	7-110
Figura 7-320.	Relación entre el Imove <sub>1</sub> y las CMOV de SS.....	7-112
Figura 7-321.	Relación entre el Imove <sub>2</sub> y las CMOV de SS.....	7-112
Figura 7-322.	Relación entre el Imove <sub>3</sub> y las CMOV de SS.....	7-112
Figura 7-323.	Relación entre el Imove <sub>4</sub> y la CMOV de SS.....	7-112
Figura 7-324.	Relación entre el Imove <sub>5</sub> y la CMOV de SS.....	7-112
Figura 7-325.	Relación entre el Imove <sub>6</sub> y la CMOV de SS.....	7-112
Figura 7-326.	Ajuste lineal del Imove.....	7-113
Figura 7-327.	Ajuste logarítmico del Imove.....	7-113
Figura 7-328.	Ajuste logarítmico del Imove con extrapolación.....	7-114
Figura 7-329.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de Aceites y grasas.....	7-115
Figura 7-330.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de Aceites y grasas.....	7-115
Figura 7-331.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de Aceites y grasas.....	7-115
Figura 7-332.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de Aceites y grasas.....	7-115
Figura 7-333.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Aceites y grasas en tiempo seco y de lluvia.....	7-115
Figura 7-334.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de HAPs totales en tiempo seco y de lluvia.....	7-116
Figura 7-335.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de H-C totales de petróleo en tiempo seco y de lluvia.....	7-116
Figura 7-336.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de COVs totales en tiempo seco y de lluvia.....	7-116
Figura 7-337.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de HAPs, H-C y COVs totales en tiempo seco y de lluvia.....	7-116
Figura 7-338.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de PPCPs.....	7-118
Figura 7-339.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de galaxolide, tonalide, ibuprofeno y paracetamol.....	7-118
Figura 7-340.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de diclofenaco y carbamazepina.....	7-119
Figura 7-341.	Diagramas de distribución de datos para las CMAX de cafeína.....	7-119
Figura 7-342.	Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de PPCPs.....	7-119
Figura 7-343.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de galaxolide, tonalide, ibuprofeno y paracetamol.....	7-119
Figura 7-344.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de diclofenaco y carbamazepina.....	7-119
Figura 7-345.	Diagramas de distribución de datos para las CMS de cafeína.....	7-119
Figura 7-346.	Valor máximo obtenido en tiempo seco y de lluvia para el HHCB, AHTN, ibuprofeno y paracetamol.....	7-120
Figura 7-347.	Concentración media promediada obtenida en tiempo seco y de lluvia para el HHCB, AHTN, ibuprofeno y paracetamol.....	7-120
Figura 7-348.	Valor máximo obtenido en tiempo seco y de lluvia para el diclofenaco y carbamazepina.....	7-120

Figura 7-349.	Concentración media promediada obtenida de diclofenaco y carbamazepina.....	7-120
Figura 7-350.	Valor máximo obtenido y concentración media promediada en tiempo seco y de lluvia para la cafeína.....	7-121
Figura 7-351.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de HHCB Galaxolide en tiempo seco y de lluvia.....	7-122
Figura 7-352.	Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de ibuprofeno en tiempo seco y de lluvia.....	7-122
Figura 7-353.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de galaxolide, tonalide, ibuprofeno y paracetamol en tiempo seco y de lluvia.....	7-122
Figura 7-354.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de diclofenaco en tiempo seco y de lluvia.....	7-122
Figura 7-355.	Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de cafeína en tiempo seco y de lluvia. ....	7-122
Figura 7-356.	Fracción particulada de cada PPCP estudiado en tiempo seco y de lluvia.....	7-123

## CAPÍTULO 8

Figura 8-1.	Clasificación en intervalo de tamaños de partículas presentes en el agua. ....	8-4
Figura 8-2.	Diagrama de flujo del tratamiento de precipitación química a alta velocidad.....	8-7
Figura 8-3.	Funcionamiento secuencial del Densadeg 4D.....	8-8
Figura 8-4.	Esquema de funcionamiento del sistema CoMagTM.....	8-9
Figura 8-5.	Hidrograma del suceso de lluvia del día 23/05/09 y polutograma de SS asociado. ....	8-11
Figura 8-6.	Proceso de decantación durante los ensayos jar-test.....	8-12
Figura 8-7.	Gráfica "Box-Whisker" de los parámetros básicos del agua bruta. ....	8-14
Figura 8-8.	Gráfica "Box-Whisker" de los metales pesados considerados del agua bruta. ....	8-14
Figura 8-9.	Proceso de floculación en los ensayos jar-test con PAC.....	8-15
Figura 8-10.	Proceso de decantación en los ensayos jar-test con PAC.....	8-15
Figura 8-11.	Muestras de agua tratada en los ensayos jar-test con PAC.....	8-15
Figura 8-12.	Resultados y rendimientos obtenidos de Turbidez en los ensayos jar-test con PAC.....	8-18
Figura 8-13.	Resultados y rendimientos obtenidos de Sólidos en suspensión en los ensayos jar-test con PAC.....	8-19
Figura 8-14.	Resultados y rendimientos obtenidos de DQO en los ensayos jar-test con PAC.....	8-20
Figura 8-15.	Resultados y rendimientos obtenidos de Cu total en los ensayos jar-test con PAC.....	8-21
Figura 8-16.	Resultados y rendimientos obtenidos de Cu disuelto en los ensayos jar-test con PAC.....	8-22
Figura 8-17.	Resultados y rendimientos obtenidos de Pb total en los ensayos jar-test con PAC.....	8-23
Figura 8-18.	Resultados y rendimientos obtenidos de Pb disuelto en los ensayos jar-test con PAC.....	8-24
Figura 8-19.	Resultados y rendimientos obtenidos de Zn total en los ensayos jar-test con PAC.....	8-25
Figura 8-20.	Resultados y rendimientos obtenidos de Zn disuelto en los ensayos jar-test con PAC.....	8-26
Figura 8-21.	Resultados obtenidos de Absorbancia y Transmitancia a 254 nm en los ensayos jar-test con PAC.....	8-27
Figura 8-22.	Rendimientos obtenidos de los parámetros básicos considerados (Turbidez / SS / DQO) en los ensayos jar-test con PAC. ....	8-28
Figura 8-23.	Rendimientos obtenidos de los metales totales considerados (Cu / Pb / Zn) en los ensayos jar-test con PAC. ....	8-29
Figura 8-24.	Rendimientos obtenidos de los metales disueltos considerados (Cu / Pb / Zn) en los ensayos jar-test con PAC.....	8-29
Figura 8-25.	Distribución media por fases de los metales considerados (Cu, Pb, Zn) en el agua pluvial bruta del "Ensanche". ....	8-30
Figura 8-26.	Distribución media por fases de los metales considerados (Cu, Pb, Zn) en el agua pluvial tratada del "Ensanche". ....	8-30
Figura 8-27.	Rendimientos obtenidos de todos los parámetros considerados en los ensayos jar-test con PAC.....	8-31
Figura 8-28.	Resultados obtenidos en los tamaños de flóculos generados en los ensayos jar-test con PAC.....	8-32
Figura 8-29.	Rendimientos obtenidos de todos los parámetros considerados en los ensayos jar-test con PAC.....	8-34
Figura 8-30.	Resultados obtenidos en los tamaños de flóculos generados en los ensayos jar-test con PAC.....	8-34
Figura 8-31.	Proceso de coagulación en los ensayos jar-test con FeCl <sub>3</sub> como coagulante. ....	8-37
Figura 8-32.	Proceso de floculación en los ensayos jar-test con FeCl <sub>3</sub> como coagulante.....	8-37
Figura 8-33.	Proceso de decantación en los ensayos jar-test con FeCl <sub>3</sub> como coagulante.....	8-37
Figura 8-34.	Resultados y rendimientos obtenidos en Turbidez con FeCl <sub>3</sub> .....	8-39
Figura 8-35.	Resultados y rendimientos obtenidos en Sólidos en suspensión con FeCl <sub>3</sub> . ....	8-39
Figura 8-36.	Resultados y rendimientos obtenidos en DQO con FeCl <sub>3</sub> . ....	8-40
Figura 8-37.	Resultados y rendimientos obtenidos en Cu con FeCl <sub>3</sub> .....	8-40
Figura 8-38.	Resultados y rendimientos obtenidos en Pb con FeCl <sub>3</sub> .....	8-41
Figura 8-39.	Resultados y rendimientos obtenidos en Zn con FeCl <sub>3</sub> .....	8-41
Figura 8-40.	Resultados obtenidos en Absorbancia y Transmitancia a 254 nm con FeCl <sub>3</sub> .....	8-42
Figura 8-41.	Tamaño de flóculos obtenidos en los ensayos con FeCl <sub>3</sub> .....	8-42
Figura 8-42.	Rendimientos de los parámetros considerados en los ensayos con FeCl <sub>3</sub> . ....	8-43

## CAPÍTULO 9

Figura 9-1.	Discretización de subcuencas en SWMM del "Ensanche". ....	9-5
Figura 9-2.	Discretización en SWMM con menú de entrada de datos de las subcuencas.....	9-6
Figura 9-3.	Red de saneamiento y drenaje de la cuenca "Ensanche" introducida en SWMM. ....	9-6
Figura 9-4.	Red de saneamiento y drenaje en SWMM con menú de entrada de datos en conductos.....	9-7

Figura 9-5.	Modelo en SWMM de la cuenca del “Ensanche” .....	9-7
Figura 9-6.	Perfil diario de los caudales de las aguas residuales de tiempo seco de la cuenca. ....	9-8
Figura 9-7.	Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM (intervalo I).....	9-9
Figura 9-8.	Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM (intervalo II).....	9-9
Figura 9-9.	Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM (intervalo III). ....	9-9
Figura 9-10.	Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM (intervalo IV). ....	9-10
Figura 9-11.	Menú de superficies de escorrentía del modelo en InfoWorks del “Ensanche”.....	9-10
Figura 9-12.	Sistema de saneamiento y drenaje de la cuenca en formato GIS. ....	9-11
Figura 9-13.	Modelo de la cuenca del “Ensanche” en InfoWorks CS. ....	9-12
Figura 9-14.	Perfil de variación diaria de caudal de las aguas residuales de tiempo seco de la cuenca. ....	9-12
Figura 9-15.	Comparación de caudales medidos y simulados en InfoWorks CS (intervalo I). ....	9-13
Figura 9-16.	Comparación de caudales medidos y simulados en InfoWorks CS (intervalo II). ....	9-13
Figura 9-17.	Comparación de caudales medidos y simulados en InfoWorks CS (intervalo III). ....	9-13
Figura 9-18.	Comparación de caudales medidos y simulados en InfoWorks CS (intervalo IV).....	9-14
Figura 9-19.	Curvas de pérdida de carga en los conductos utilizadas por InfoWorks CS.....	9-15
Figura 9-20.	Comparación de resultados de la modelización hidráulica en ambos modelos. ....	9-16
Figura 9-21.	Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM e InfoWorks CS (intervalo II).....	9-16
Figura 9-22.	Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM e InfoWorks CS (intervalo III).....	9-17
Figura 9-23.	Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM e InfoWorks CS (intervalo IV ampliado).....	9-18
Figura 9-24.	Comparación de los resultados de caudales obtenidos entre el modelo SWMM y la medición real (intervalo IV ampliado).....	9-19
Figura 9-25.	Comparación de los resultados de caudales obtenidos entre el modelo InfoWorks CS y la medición real (intervalo IV ampliado).....	9-19
Figura 9-26.	Esquema de estimación del volumen de un depósito para el control de la contaminación (ITOHG).....	9-20
Figura 9-27.	Número de vertidos anuales en función del volumen de tanque y caudal de salida hacia EDAR (año medio: 2006).....	9-23
Figura 9-28.	Porcentaje de escorrentía anual vertida en función del volumen de tanque y caudal de salida hacia EDAR (año medio: 2006).....	9-23
Figura 9-29.	Mapa de las ciudades analizadas con la pluviometría anual media en España para los períodos comprendidos entre 1940/41 – 1995/96 (MMA, 2000). ....	9-25
Figura 9-30.	Comparación de resultados de porcentaje de escorrentía anual vertida entre las cuencas de Santander y “Ensanche” ..	9-25
Figura 9-31.	Comparación de resultados de porcentaje de escorrentía anual vertida entre las cuencas de “Cancelón” y “Ensanche”. 9-26	9-26
Figura 9-32.	Comparación de resultados de porcentaje de escorrentía anual vertida (izqda.) y número de vertidos al año (dcha.) entre las cuencas de Lugo y “Ensanche”.....	9-26
Figura 9-33.	Comparación de resultados de porcentaje de escorrentía anual vertida para todas las cuencas analizadas. ....	9-27
Figura 9-34.	Comparación de número de vertidos anuales para todas las cuencas analizadas. ....	9-27
Figura 9-35.	Menú de InfoWorks para introducir las concentraciones asociadas a las aguas residuales de tiempo seco (“dissolved”) y a las fracciones de sedimentos (SF1 y SF2) de un contaminante (manual InfoWorks). ....	9-30
Figura 9-36.	Menú de InfoWorks CS para asignar el perfil de variación de concentraciones de los contaminantes a modelizar (manual InfoWorks). 9-31	9-31
Figura 9-37.	Caracterización de los sólidos en suspensión en su fracción “disuelta” en el InfoWorks CS. Concentración media diaria (izqda.), perfil de variación de concentración diario (dcha.).....	9-31
Figura 9-38.	“Factor de potencia” de los sólidos en suspensión en la fracción de sedimento SF1.....	9-32
Figura 9-39.	Fracciones de sedimentos en la red en InfoWorks CS.....	9-32
Figura 9-40.	Editor de contaminación de InfoWorks CS. ....	9-34
Figura 9-41.	Comportamiento de la capa de sedimentos en “Ensanche” durante la simulación de mayo 2009 con el modelo de Ackers-White.....	9-35
Figura 9-42.	Comportamiento de la capa de sedimentos en “Ensanche” durante la simulación de mayo 2009 con el modelo de Velikanov.....	9-36
Figura 9-43.	Resultados de calibración de la contaminación para una fracción de sedimento.....	9-37
Figura 9-44.	Resultados de validación de la contaminación para una fracción de sedimentos – SUC_211008.....	9-37
Figura 9-45.	Resultados de validación de la contaminación para una fracción de sedimentos – SUC_250409.....	9-37
Figura 9-46.	Resultados de validación de la contaminación para una fracción de sedimentos – SUC_250609.....	9-38
Figura 9-47.	Resultados de validación de la contaminación para una fracción de sedimentos – SUC_240809.....	9-38
Figura 9-48.	Resultados de calibración de la contaminación para dos fracciones de sedimentos.....	9-38
Figura 9-49.	Resultados de validación de la contaminación para dos fracciones de sedimentos – SUC_211008.....	9-39
Figura 9-50.	Resultados de validación de la contaminación para dos fracciones de sedimentos – SUC_250409.....	9-39
Figura 9-51.	Resultados de validación de la contaminación para dos fracciones de sedimentos – SUC_250609.....	9-39
Figura 9-52.	Resultados de validación de la contaminación para dos fracciones de sedimentos – SUC_240809.....	9-39
Figura 9-53.	Polutograma de SS en el 3er suceso (SUC_120109). ....	9-41
Figura 9-54.	Polutograma de SS en el 4º suceso (SUC_150409). ....	9-41
Figura 9-55.	Polutograma de N-NH4+ en el 7º suceso (SUC_230509).....	9-41
Figura 9-56.	Polutograma de N-NH4+ en el 9º suceso (SUC_250609).....	9-41

Figura 9-57. Resultados de porcentaje de masa de $\text{N-NH}_4^+$ movilizada durante los diez sucesos de lluvia muestreados con respecto al total.....	9-42
---	------

## CAPÍTULO 10

Figura 10-1. Caudales promediados según tipo de día de la semana.....	10-3
Figura 10-2. Comparación de caudales semanales por tipo de período de tiempo seco.....	10-4
Figura 10-3. Sólidos en suspensión, volátiles y fijos.....	10-6
Figura 10-4. Formas de nitrógeno (total y amoniacal).....	10-6
Figura 10-5. Consumidores de oxígeno (DQO, DQO soluble y DBO <sub>5</sub> ).....	10-6
Figura 10-6. Habitantes equivalentes en la cuenca en función de los parámetros de cálculo considerados.....	10-7
Figura 10-7. Polutogramas de consumidores de oxígeno del suceso SUC_230509.....	10-9
Figura 10-8. Polutogramas de sólidos (SS, SSV, ST) del suceso SUC_230509.....	10-10
Figura 10-9. Polutograma de nitrógeno total del suceso SUC_211008.....	10-10
Figura 10-10. Polutograma de fósforo total del suceso SUC_211008.....	10-10
Figura 10-11. Concentraciones máximas, medias y mínimas de coliformes fecales en los sucesos muestreados.....	10-11
Figura 10-12. Porcentaje de movilización asignada a escorrentía con respecto al total de los consumidores de oxígeno, COT, las formas de nitrógeno y fósforo total.....	10-12
Figura 10-13. Porcentaje de movilización asignada a escorrentía con respecto al total de los sólidos.....	10-12
Figura 10-14. Porcentaje de movilización asignada a escorrentía con respecto al total de los metales.....	10-12
Figura 10-15. Proporciones entre los consumidores de oxígeno.....	10-13
Figura 10-16. Proporciones entre las formas de nitrógeno, fósforo y sólidos.....	10-13
Figura 10-17. Comparación entre las distribuciones por fases de los metales en tiempo seco y de lluvia en el "Ensanche".....	10-14
Figura 10-18. Polutogramas de Zn total y disuelto en el segundo suceso muestreado (SUC_211008).....	10-14
Figura 10-19. Polutogramas de Zn total y disuelto en el séptimo suceso muestreado (SUC_230509).....	10-14
Figura 10-20. Comparación de las proporciones de fracción particulada de Cu, Pb y Zn a la CMAX en tiempo de lluvia frente a tiempo seco.....	10-15
Figura 10-21. Comparación entre las distribuciones por fases de los metales en tiempo seco y de lluvia en el "Ensanche" y "Cancelón".....	10-15
Figura 10-22. Relación entre las concentraciones de SS y de los metales Mn y Zn en tiempo de lluvia.....	10-16
Figura 10-23. Relación entre la concentración máxima de suceso de SS y la de SSV.....	10-17
Figura 10-24. Relación entre la concentración máxima de suceso de SS y la de DQO.....	10-17
Figura 10-25. Relación entre la concentración máxima de suceso de SS y la de DBO <sub>5</sub> .....	10-17
Figura 10-26. Relación entre la concentración máxima de suceso de turbidez y la de zinc.....	10-17
Figura 10-27. Relación entre la concentración media de suceso de SS y la de DQO.....	10-18
Figura 10-28. Relación entre la concentración media de suceso de SS y la de DBO <sub>5</sub> .....	10-18
Figura 10-29. Relación entre la concentración media de suceso de SS y la de SSV.....	10-18
Figura 10-30. Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de DQO.....	10-18
Figura 10-31. Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de DBO <sub>5</sub> .....	10-18
Figura 10-32. Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de SSV.....	10-18
Figura 10-33. Relación entre la carga movilizada por suceso de SS y la de aluminio.....	10-19
Figura 10-34. Relación entre la carga movilizada por suceso de aluminio y la de zinc.....	10-19
Figura 10-35. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los consumidores de oxígeno en tiempo seco y de lluvia.....	10-20
Figura 10-36. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de las formas de nitrógeno en tiempo seco y de lluvia.....	10-20
Figura 10-37. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de las formas de fósforo en tiempo seco y de lluvia.....	10-20
Figura 10-38. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los SS, SSV y turbidez en tiempo seco y de lluvia.....	10-21
Figura 10-39. Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de SS en tiempo seco y de lluvia.....	10-21
Figura 10-40. Distribuciones de probabilidad acumulada para las concentraciones de SSV en tiempo seco y de lluvia.....	10-21
Figura 10-41. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de coliformes fecales en tiempo seco y de lluvia.....	10-22
Figura 10-42. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Cu en tiempo seco y de lluvia.....	10-22
Figura 10-43. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Mn, Pb y Zn en tiempo seco y de lluvia.....	10-22
Figura 10-44. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Pb en tiempo seco y de lluvia.....	10-22
Figura 10-45. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Zn en tiempo seco y de lluvia.....	10-22
Figura 10-46. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Cu, Pb y Zn en tiempo seco y de lluvia en la cuenca "Cancelón".....	10-23
Figura 10-47. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Cu, Pb y Zn en tiempo seco y de lluvia en la cuenca "Ensanche".....	10-23
Figura 10-48. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Aceites y grasas en tiempo seco y de lluvia.....	10-24
Figura 10-49. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de HAPs, H-C y COVs totales en tiempo seco y de lluvia.....	10-24
Figura 10-50. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de galaxolide, tonalide, ibuprofeno y paracetamol en tiempo seco y de lluvia.....	10-25

Figura 10-51. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de ibuprofeno en tiempo seco y de lluvia. ....	10-25
Figura 10-52. Valor máximo obtenido en tiempo seco y de lluvia para cuatro PPCPs. ....	10-25
Figura 10-53. Concentración media promediada obtenida en tiempo seco y de lluvia para cuatro PPCPs. ....	10-25
Figura 10-54. Fracción particulada de cada PPCP estudiado en tiempo seco y de lluvia. ....	10-26
Figura 10-55. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de DQO en las cuencas analizadas. ....	10-27
Figura 10-56. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de DQO en las cuencas analizadas. ....	10-27
Figura 10-57. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de DBO5 en las cuencas analizadas. ....	10-27
Figura 10-58. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de DBO5 en las cuencas analizadas. ....	10-27
Figura 10-59. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de N total en las cuencas analizadas. ....	10-27
Figura 10-60. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de N total en las cuencas analizadas. ....	10-27
Figura 10-61. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de N orgánico en las cuencas analizadas. ....	10-28
Figura 10-62. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de N orgánico en las cuencas analizadas. ....	10-28
Figura 10-63. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de N amoniacal en las cuencas analizadas. ....	10-28
Figura 10-64. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de N amoniacal en las cuencas analizadas. ....	10-28
Figura 10-65. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de P total en las cuencas analizadas. ....	10-28
Figura 10-66. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de P total en las cuencas analizadas. ....	10-28
Figura 10-67. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de P orgánico en las cuencas analizadas. ....	10-29
Figura 10-68. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de P orgánico en las cuencas analizadas. ....	10-29
Figura 10-69. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de SS en las cuencas analizadas. ....	10-30
Figura 10-70. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de SS en las cuencas analizadas. ....	10-30
Figura 10-71. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de SSV en las cuencas analizadas. ....	10-30
Figura 10-72. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de SSV en las cuencas analizadas. ....	10-30
Figura 10-73. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de turbidez en las cuencas analizadas. ....	10-31
Figura 10-74. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de turbidez en las cuencas analizadas. ....	10-31
Figura 10-75. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de indicadores microbiológicos en las cuencas analizadas. ....	10-31
Figura 10-76. Concentración mediana de Cu, Pb y Zn obtenida en las cuencas "Cancelón", "Ensanche" y "París intramuros" en tiempo seco (TS) y tiempo de lluvia (TLL). ....	10-32
Figura 10-77. Porcentaje de masa de escorrentía movilizada de metales con respecto al total en las cuencas del "Ensanche" y "Cancelón". ....	10-33
Figura 10-78. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMAX de PPCPs. ....	10-34
Figura 10-79. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMS de PPCPs. ....	10-34
Figura 10-80. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de DQO en las cuencas analizadas. ....	10-35
Figura 10-81. Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de N total y amoniacal en las cuencas "Cancelón" y "Ensanche". ....	10-35
Figura 10-82. Diagramas de distribución de datos para las CMOV por km-m de N total y amoniacal en las cuencas "Cancelón" y "Ensanche". ....	10-35
Figura 10-83. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de N orgánico en las cuencas analizadas. ....	10-35
Figura 10-84. Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de P total y orgánico en las cuencas analizadas. ....	10-36
Figura 10-85. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de P orgánico en las cuencas analizadas. ....	10-36
Figura 10-86. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de SS en las cuencas analizadas. ....	10-36
Figura 10-87. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por km-m de SS en las cuencas analizadas. ....	10-36
Figura 10-88. Distribuciones de probabilidad acumulada para las CMOV por ha de SSV en las cuencas analizadas. ....	10-37
Figura 10-89. Diagramas de distribución de datos para las CMOV por ha de sólidos volátiles en las cuencas analizadas. ....	10-37
Figura 10-90. CMOV por ha medias de Cu, Pb y Zn en las cuencas de "Ensanche" y "Cancelón". ....	10-37
Figura 10-91. CMOV por km-m medias de Cu, Pb y Zn en las cuencas de "Ensanche" y "Cancelón". ....	10-37
Figura 10-92. Relación entre el IPL y las CMAX de SS en la cuenca de "Ensanche". ....	10-39
Figura 10-93. Relación entre el ICMS y las CMS de SS en la cuenca de "Ensanche". ....	10-40
Figura 10-94. Ajuste lineal del Imove. ....	10-41
Figura 10-95. Ajuste logarítmico del Imove. ....	10-41
Figura 10-96. Ajuste logarítmico del Imove con extrapolación. ....	10-41
Figura 10-97. Rendimientos obtenidos de todos los parámetros considerados en los ensayos jar-test con PAC. ....	10-43
Figura 10-98. Resultados obtenidos en los tamaños de flóculos generados en los ensayos jar-test con PAC. ....	10-43
Figura 10-99. Distribución media por fases de los metales considerados (Cu, Pb, Zn) en el agua pluvial bruta del "Ensanche". ....	10-44
Figura 10-100. Distribución media por fases de los metales considerados (Cu, Pb, Zn) en el agua pluvial tratada del "Ensanche". ....	10-44
Figura 10-101. Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM e InfoWorks CS (intervalo II). ....	10-45
Figura 10-102. Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM e InfoWorks CS (intervalo III). ....	10-46
Figura 10-103. Comparación de caudales medidos y simulados en SWMM e InfoWorks CS (intervalo IV ampliado). ....	10-46
Figura 10-104. Comparación de los resultados de caudales obtenidos entre el modelo SWMM y la medición real (intervalo IV ampliado). ....	10-46
Figura 10-105. Comparación de los resultados de caudales obtenidos entre el modelo InfoWorks CS y la medición real (intervalo IV ampliado). ....	10-46



---

Figura 10-106. Comparación de resultados de la modelización hidráulica en ambos modelos.....	10-47
Figura 10-107. Comparación de resultados de porcentaje de escorrentía anual vertida para todas las cuencas analizadas.....	10-49
Figura 10-108. Comparación de número de vertidos anuales para todas las cuencas analizadas.....	10-49
Figura 10-109. Resultados de calibración de la contaminación para una fracción de sedimento.....	10-51
Figura 10-110. Resultados de calibración de la contaminación para dos fracciones de sedimentos.....	10-52
Figura 10-111. Escenarios analizados de un sistema de saneamiento y drenaje unitario.....	10-53
Figura 10-112. Proporciones de los volúmenes de escorrentía vertidos desde diferentes puntos del sistema.....	10-54
Figura 10-113. Gestión de las cargas de SS asociadas a escorrentía en la cuenca en el año medio.....	10-56
Figura 10-114. Gestión de las cargas de DBO <sub>5</sub> asociadas a escorrentía en la cuenca en el año medio.....	10-56
Figura 10-115. Gestión de las cargas de N total asociadas a escorrentía en la cuenca en el año medio.....	10-57
Figura 10-116. Gestión de las cargas de SS generadas en la cuenca en el año medio.....	10-58
Figura 10-117. Gestión de las cargas de SS generadas en la cuenca en el año medio.....	10-58
Figura 10-118. Gestión de las cargas de SS generadas en la cuenca en el año medio.....	10-59

## ÍNDICE DE TABLAS

### CAPÍTULO 1

Tabla 1-1.	Periodos de retorno recomendados por la Norma UNE-EN-752 (CEN, 1997).....	1-10
Tabla 1-2.	Valores tradiciones de dilución para vertido por aliviadero.....	1-10
Tabla 1-3.	Impactos de los DSU en los medios acuáticos receptores.....	1-14

### CAPÍTULO 3

Tabla 3-1.	Contaminación del agua de lluvia (Thomas y Greener, 1993).....	3-8
Tabla 3-2.	Media anual de contaminación atmosférica depositada en Washington en kg/(ha-año) (NURP, 1983).....	3-9
Tabla 3-3.	Características de la escorrentía de tejados en Winsconsin, EE.UU. (Schueler, 2000).....	3-11
Tabla 3-4.	Fuentes de contaminación difusa en las aguas escorrentía urbana (Adaptada de Whipple et al. 1993, citados en Cagiao, 2002).....	3-12
Tabla 3-5.	Distribución del tamaño de partículas en las cunetas de las calles (Sartor y Boyd, 1972).....	3-13
Tabla 3-6.	Acumulación de sólidos en las varias cuencas urbanas según el origen (Mence y Harman 1978, citados en Ackers et al., 1996).....	3-13
Tabla 3-7.	Contaminación asociada con polvo y suciedad en varias cuencas (Novotny y Chesters, 1981).....	3-14
Tabla 3-8.	Fraciones de diferentes contaminantes presentes en el polvo y suciedad acumulados en una cuenca urbana de Santander (Cano y Tejero, 1996).....	3-15
Tabla 3-9.	Proporciones de contaminantes encontrados en los ST de áreas pavimentadas (Sutherland y Jelen, 1998).....	3-15
Tabla 3-10.	Contenido medio de metales (mg/kg de materia seca) en la calzada del Bulevar Ronda Rufino Peón, Torrelavega (Azaña y Temprano, 2005).....	3-16
Tabla 3-11.	Cargas de contaminación en la escorrentía superficial urbana (Burton y Pitt, 2002).....	3-16
Tabla 3-12.	Aporte de DBO <sub>5</sub> y SS según el tipo de red y de población.....	3-17
Tabla 3-13.	Aporte diario per cápita de algunos contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas (g/(hab-día)) (Dewisme, 1982).....	3-18
Tabla 3-14.	Composición típica de agua residual doméstica bruta (Metcalf-Eddy, 1991).....	3-18
Tabla 3-15.	Características de las aguas residuales domésticas (ASCE, 1993).....	3-19
Tabla 3-16.	Contenido en metales típico de aguas residuales domésticas (Henze et al., 1995).....	3-19
Tabla 3-17.	Resumen de los parámetros hidráulicos y de contaminación característicos de la cuenca "Cancelón", Santiago de Compostela (Beneyto, 2004).....	3-22
Tabla 3-18.	Concentraciones medias diarias de tiempo seco de la contaminación asociada a las aguas residuales urbanas.....	3-24
Tabla 3-19.	Clasificación de los metales según su toxicidad y su disponibilidad.....	3-27
Tabla 3-20.	Valores para el control de vertido a la red de alcantarillado con proceso biológico en la EDAR (Beneyto, 2004).....	3-27
Tabla 3-21.	Metales de importancia en depuración de aguas residuales (Metcalf-Eddy, 2002).....	3-28
Tabla 3-22.	Umbral de concentración de contaminantes que inhiben el proceso de fangos activados (Metcalf y Eddy, 1995).....	3-28
Tabla 3-23.	Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria.....	3-29
Tabla 3-24.	Valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones extranjeras.....	3-30
Tabla 3-25.	Valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones nacionales.....	3-31
Tabla 3-26.	Contribución a la contaminación movilizada por los sucesos de lluvia en varias cuencas europeas (Gromaire et al., 2001).....	3-33
Tabla 3-27.	Características de los depósitos de sedimentos en las redes de alcantarillado (Crabtree, 1989).....	3-37
Tabla 3-28.	Clasificación de los sedimentos móviles encontrados en las redes de saneamiento y drenaje (Ackers et al., 1996).....	3-39
Tabla 3-29.	Contenido de contaminantes (d10 y d90) en distintas capas de sedimentos en las redes unitarias y en las partículas de agua residual (adaptada de Gasperi et al. 2010).....	3-40
Tabla 3-30.	Contenido de contaminantes (d10 y d90) en distintas capas de sedimentos, partículas de agua residual y sedimentos resuspendidos (después de Gasperi et al. 2010).....	3-44
Tabla 3-31.	Comparación de concentraciones en los DSU y los efluentes secundarios.....	3-47
Tabla 3-32.	Valores encontrados en la literatura de concentraciones en los reboses de redes unitarias en tiempo de lluvia (Suárez, 1994).....	3-47
Tabla 3-33.	Concentraciones medias de suceso (d10-d90, mediana) en las cuencas del programa OPUR2 y comparación con bibliografía (Kafi et al., 2008).....	3-50
Tabla 3-34.	Cargas movilizadas de contaminante por hectárea neta (d10-d90, mediana) en las cuencas del programa OPUR2 y comparación con estudios previos en "Le Marais" (Kafi et al., 2008).....	3-51
Tabla 3-35.	Tratamiento estadístico de los resultados obtenidos en los sucesos caracterizados en la cuenca "Cascina Scala" (Barco et al., 2008).....	3-51
Tabla 3-36.	Concentraciones medias obtenidas en una cuenca unitaria de la ciudad de Daejeon en Corea del Sur (Kim et al. 2007).....	3-52
Tabla 3-37.	Resultados obtenidos en la cuenca "Santiago Este" (Cagiao, 2002).....	3-53
Tabla 3-38.	Factores multiplicadores de masas entre tiempo seco y tiempo de lluvia (Cagiao, 2002).....	3-54
Tabla 3-39.	Análisis de valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos para los parámetros básicos en "Cancelón" (Beneyto, 2004).....	3-56

Tabla 3-40.	Valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos para los metales en "Cancelón" (Beneyto, 2004).....	3-56
Tabla 3-41.	Análisis de CMS obtenidas para los parámetros básicos en "Cancelón" (Beneyto, 2004).....	3-57
Tabla 3-42.	Valores de CMS obtenidos para los metales en "Cancelón" (Beneyto, 2004). ....	3-57
Tabla 3-43.	Comparación de la media de las concentraciones medias de suceso con la concentración media de tiempo seco de los contaminantes tradicionales en la cuenca "Cancelón" (Beneyto, 2004).....	3-58
Tabla 3-44.	Comparación de la media de las concentraciones medias de suceso con la concentración media de tiempo seco de los metales en la cuenca Cancelón (Beneyto, 2004). ....	3-58
Tabla 3-45.	Relaciones de interés entre CMS de parámetros básicos en los sucesos muestreados en "Cancelón" (Beneyto, 2004).....	3-59
Tabla 3-46.	Ratios porcentuales entre la masa movilizada asociada a escorrentía con respecto a la masa total para los parámetros básicos en los sucesos muestreados en "Cancelón" (Beneyto, 2004).....	3-59
Tabla 3-47.	Ratios porcentuales entre la masa movilizada asociada a escorrentía con respecto a la masa total para los parámetros básicos en los sucesos muestreados en "Cancelón" (Beneyto, 2004).....	3-60
Tabla 3-48.	Análisis de valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos en todas las cuencas piloto.....	3-63
Tabla 3-49.	Análisis de valores medios de las CMS obtenidos en todas las cuencas piloto caracterizadas en el PROMEDSU.....	3-64
Tabla 3-50.	Valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en tanto por uno de masa asignada a escorrentía. ....	3-65
Tabla 3-51.	Valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en masa por unidad de superficie.....	3-66
Tabla 3-52.	Parámetros hidrológico-hidráulicos de los sucesos muestreados en la cuenca "Riera d'Horta", Barcelona.....	3-71
Tabla 3-53.	Valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidas en "Riera d'Horta", Barcelona.....	3-71
Tabla 3-54.	Valores medios de las CMS obtenidas en "Riera d'Horta", Barcelona.....	3-72
Tabla 3-55.	Comparación de valores máximos de CMAX obtenidas en las cuencas piloto "Cancelón" y "Riera d'Horta" con los valores agregados de las cuencas estudiadas en el PROMEDSU.....	3-77
Tabla 3-56.	Comparación de medias de CMS obtenidas en las cuencas piloto "Cancelón" y "Riera d'Horta" con los valores agregados de las cuencas estudiadas en el PROMEDSU.....	3-77

## CAPÍTULO 4

Tabla 4-1.	Distribución de materiales de la red en función de los diámetros. ....	4-10
Tabla 4-2.	Distribución de diámetros de la red en función de las pendientes.....	4-12
Tabla 4-3.	Distribución de materiales de la red en función de las pendientes. ....	4-12
Tabla 4-4.	Lista completa de parámetros revisados en las fuentes de información analizadas.....	4-25
Tabla 4-5.	Parámetros de contaminación seleccionados para su estudio.....	4-28
Tabla 4-6.	Lista final de parámetros de contaminación seleccionados para su estudio.....	4-29
Tabla 4-7.	Concentraciones y flujos contaminantes máximos para varias intensidades de lluvia en diferentes épocas del año (Gupta et al., 1996). ....	4-41
Tabla 4-8.	Rangos de valores del parámetro "a" (Saget et al., 1996). ....	4-43
Tabla 4-9.	Matriz de correlación de los parámetros hidrológicos y las CMS de los sucesos muestreados en la cuenca urbana Fontiñas (Cagiao, 2002 y Anta, 2004).....	4-48
Tabla 4-10.	Relaciones entre el modelo hidráulico y de contaminación en Infoworks CS.....	4-68

## CAPÍTULO 5

Tabla 5-1.	Fecha de los sucesos de lluvia muestreados.....	5-4
Tabla 5-2.	Datos de la red recopilados para la elaboración del SIG de la cuenca. ....	5-5
Tabla 5-3.	Intervalos de muestreo en la campaña de tiempo de lluvia.....	5-9
Tabla 5-4.	Parámetros básicos analizados en los sucesos de lluvia muestreados. ....	5-9
Tabla 5-5.	Metales, cationes y aniones analizados en los sucesos de lluvia muestreados.....	5-10
Tabla 5-6.	Sustancias prioritarias analizados en los sucesos de lluvia muestreados. ....	5-10
Tabla 5-7.	Contaminantes emergentes (PPCPs) analizados en los sucesos de lluvia muestreados.....	5-10
Tabla 5-8.	Protocolo de reparto de volúmenes de cada muestra para analíticas.....	5-13
Tabla 5-9.	Métodos de análisis para la determinación de indicadores microbiológicos.....	5-13
Tabla 5-10.	Métodos de análisis para la determinación de los parámetros básicos.....	5-14
Tabla 5-11.	Métodos de análisis para la determinación de los metales, cationes y aniones.....	5-15
Tabla 5-12.	Métodos de análisis para la determinación de las sustancias prioritarias.....	5-15
Tabla 5-13.	Métodos de análisis para la determinación de los contaminantes emergentes (PPCPs).....	5-16
Tabla 5-14.	Parámetros de contaminación analizados en las muestras resultantes de los ensayos de tratabilidad mediante proceso físico-químico. ....	5-17

## CAPÍTULO 6

Tabla 6-1.	Valores y coeficientes característicos de caudales de tiempo seco por día de la semana. ....	6-4
Tabla 6-2.	Valores y coeficientes característicos de caudales de tiempo seco según su categoría.....	6-5
Tabla 6-3.	Valores y coeficientes característicos de los parámetros básicos para los días laborables. ....	6-8
Tabla 6-4.	Valores y coeficientes característicos de los parámetros básicos para los días de fin de semana.....	6-9

Tabla 6-5.	Concentraciones medias y cargas diarias de los parámetros básicos para todos los días. ....	6-14
Tabla 6-6.	Proporciones entre parámetros básicos en las aguas residuales de tiempo seco. ....	6-14
Tabla 6-7.	Composición típica de agua residual doméstica bruta (Metcalf & Eddy, 1991) (todas las unidades en mg/L menos los Sólidos Sedimentables). ....	6-15
Tabla 6-8.	Grado de concentración del agua residual de tiempo seco en cuanto a parámetros básicos. ....	6-16
Tabla 6-9.	Cargas horarias promediadas y coeficientes punta máxicos de los parámetros básicos en tiempo seco analizados en la cuenca "Ensanche". ....	6-17
Tabla 6-10.	Cálculo de habitantes equivalentes en la cuenca urbana del "Ensanche". ....	6-17
Tabla 6-11.	Valores y coeficientes característicos de metales para los días laborables. ....	6-19
Tabla 6-12.	Valores y coeficientes característicos de metales para los días de fin de semana. ....	6-20
Tabla 6-13.	Concentraciones medias y cargas diarias de los metales totales para todos los días. ....	6-24
Tabla 6-14.	Contenido típico en metales de aguas residuales (Henze, 1995). ....	6-25
Tabla 6-15.	Grado de concentración en metales de las aguas residuales urbanas de la cuenca "Ensanche". ....	6-26
Tabla 6-16.	Valores y coeficientes característicos de cationes y aniones para los días laborables. ....	6-26
Tabla 6-17.	Valores y coeficientes característicos de cationes y aniones para los días de fin de semana. ....	6-27
Tabla 6-18.	Concentraciones medias y cargas diarias de los cationes y aniones para todos los días. ....	6-29
Tabla 6-19.	Incrementos típicos de la concentración de minerales por los usos domésticos del agua (adaptada de Metcalf & Eddy, 1991). ....	6-29
Tabla 6-20.	Concentraciones máximas admitidas para el agua potable (R.D. 140/2003). ....	6-29
Tabla 6-21.	Valores y coeficientes característicos de las sustancias prioritarias para los días laborables. ....	6-30
Tabla 6-22.	Valores y coeficientes característicos de las sustancias prioritarias para los días de fin de semana. ....	6-30
Tabla 6-23.	Concentraciones medias diarias de las sustancias prioritarias para todos los días. ....	6-31
Tabla 6-24.	Composición típica de agua residual doméstica bruta (adaptado de Metcalf & Eddy, 1991). ....	6-32
Tabla 6-25.	Tablas de los parámetros característicos que se deben considerar, como mínimo, en la estima del tratamiento del vertido (RDPH). ....	6-32
Tabla 6-26.	Valores y coeficientes característicos de los contaminantes emergentes para los días laborables. ....	6-32
Tabla 6-27.	Matriz de correlación de parámetros básicos seleccionados en tiempo seco. ....	6-35
Tabla 6-28.	Matriz de correlación de los metales seleccionados en tiempo seco. ....	6-40
Tabla 6-29.	Análisis de componentes principales: concentraciones de tiempo seco de los parámetros de contaminación seleccionados. ....	6-44

## CAPÍTULO 7

Tabla 7-1.	Resumen de caudales y volúmenes registrados durante los sucesos muestreados. ....	7-3
Tabla 7-2.	Concentraciones máximas de contaminantes en los sucesos muestreados. ....	7-4
Tabla 7-3.	Concentraciones máximas en tiempo de lluvia y comparación con la CMDTS de los metales medidos. ....	7-5
Tabla 7-4.	Concentraciones medias de suceso (CMS) de contaminantes en los sucesos muestreados. ....	7-8
Tabla 7-5.	Porcentaje de la masa de parámetros básicos y metales movilizada en los sucesos que se asocia a la escorrentía. ....	7-10
Tabla 7-6.	Cargas específicas movilizadas por hectárea de parámetros básicos y metales en todos los sucesos. ....	7-13
Tabla 7-7.	Cargas específicas movilizadas por km <sup>2</sup> de red de parámetros básicos y metales en todos los sucesos. ....	7-15
Tabla 7-8.	Flujos máxicos máxicos asignados a escorrentía de parámetros básicos y metales. ....	7-16
Tabla 7-9.	Coefficientes de forma "a" del análisis de movilización de masas de los contaminantes. ....	7-17
Tabla 7-10.	Relaciones de interés entre concentraciones medias de parámetros básicos en tiempo seco y de lluvia. ....	7-21
Tabla 7-11.	Matriz de análisis de metales recogidos en la legislación y en estudios de contaminación. ....	7-27
Tabla 7-12.	Matriz de correlación de parámetros básicos seleccionados en tiempo de lluvia. ....	7-29
Tabla 7-13.	Matriz de correlación de metales seleccionados en tiempo de lluvia. ....	7-32
Tabla 7-14.	Matriz de correlación de concentraciones máximas de suceso en tiempo de lluvia. ....	7-36
Tabla 7-15.	Matriz de correlación de concentraciones medias de suceso en tiempo de lluvia. ....	7-37
Tabla 7-16.	Matriz de correlación de cargas movilizadas por sucesos en tiempo de lluvia. ....	7-37
Tabla 7-17.	Ecuaciones de regresión lineal simple para sucesos en tiempo de lluvia. ....	7-38
Tabla 7-18.	Ecuaciones de regresión lineal multivariable para sucesos en tiempo de lluvia. ....	7-46
Tabla 7-19.	Análisis de componentes principales: CMAX de parámetros de contaminación seleccionados. ....	7-47
Tabla 7-20.	Análisis de componentes principales: CMS de parámetros de contaminación seleccionados. ....	7-48
Tabla 7-21.	Descripción de las cuencas piloto estudiadas en Promedsu (MMA, 2001). ....	7-50
Tabla 7-22.	CMAX, CMS y CMOV medias para los metales seleccionados en el "Ensanche". ....	7-84
Tabla 7-23.	Comparación de las concentraciones de metales totales entre la cuencas "Cancelón", "Ensanche" y "París intramuros". ....	7-93
Tabla 7-24.	Comparación de las CMAX y CMS de metales en los sucesos muestreados en el "Ensanche" con normativa legal de vertido y calidad en el medio receptor. ....	7-95
Tabla 7-25.	Comparación de CMAX y CMS de algunos metales estudiados con los valores de inhibición de procesos biológicos en EDAR (Beneyto, 2004). ....	7-97
Tabla 7-26.	Resumen de valores de CMAX máximas, CMS y CMOV medias de parámetros básicos en las cuencas analizadas. ....	7-98
Tabla 7-27.	CMS y CMDTS (d10 - d90, mediana) obtenidas en la cuenca "Ensanche" comparadas con la bibliografía. ....	7-99

Tabla 7-28.	Cargas movilizadas por hectárea neta (d10 – d90, mediana) en la cuenca “Ensanche” comparadas con las obtenidas en el programa OPUR2.....	7-101
Tabla 7-29.	Matriz de correlación entre parámetros hidrológico-hidráulicos y las CMAX de los principales parámetros básicos. ....	7-102
Tabla 7-30.	Matriz de correlación entre parámetros hidrológico-hidráulicos y las CMS de los principales parámetros básicos.....	7-103
Tabla 7-31.	Matriz de correlación entre parámetros hidrológico-hidráulicos y las CMOV de los principales parámetros básicos.....	7-103
Tabla 7-32.	Aplicación del índice de primer lavado a los sucesos registrados en la cuenca “Ensanche”.....	7-106
Tabla 7-33.	CMAX mínimas esperables en los sucesos de “Ensanche” a partir del ajuste con el IPL. ....	7-108
Tabla 7-34.	Aplicación del índice de concentración media de suceso a la cuenca de “Ensanche”.....	7-109
Tabla 7-35.	CMS mínimas esperables en los sucesos de “Ensanche” a partir del ajuste con el ICMS. ....	7-111
Tabla 7-36.	Resultados de los Índices de movilización específica y cargas específicas movilizadas de SS. ....	7-112
Tabla 7-37.	Rangos de concentraciones máximas y medias obtenidos en la cuenca “Ensanche” para las sustancias prioritarias seleccionadas.....	7-114
Tabla 7-38.	Comparación de las concentraciones de HAPs y COVs totales entre la cuencas “Ensanche” y “Paris intramuros”. ....	7-117
Tabla 7-39.	Análisis de concentraciones máximas de suceso obtenidas en la cuenca “Ensanche”.....	7-118
Tabla 7-40.	Análisis de concentraciones medias de suceso obtenidas en la cuenca “Ensanche”.....	7-118
Tabla 7-41.	Valores máximo y medio promediado obtenidos para los PPCPs en tiempo seco y de lluvia.....	7-120
Tabla 7-42.	Clasificación de los PPCPs estudiados según su comportamiento en tiempo seco y de lluvia.....	7-121
Tabla 7-43.	Rangos de concentraciones obtenidas de los PPCPs estudiados en la cuenca “Ensanche”.....	7-123
Tabla 7-44.	Distribución por fracciones de los PPCPs estudiados en tiempo seco y de lluvia.....	7-123
Tabla 7-45.	Matriz de correlación entre los PPCPs y los parámetros básicos estudiados en la cuenca “Ensanche”.....	7-124
Tabla 7-46.	Matriz de correlación entre los contaminantes emergentes estudiados en la cuenca “Ensanche”.....	7-125
Tabla 7-47.	Comparación de las concentraciones de PPCPs obtenidas en “Ensanche” con la bibliografía. ....	7-126
Tabla 7-48.	Valores de concentración en tiempo seco y de lluvia en la cuenca “Ensanche” y rendimientos de eliminación en EDAR obtenidos en la bibliografía para cada uno de los PPCPs estudiados.....	7-129

## CAPÍTULO 8

Tabla 8-1.	Concentraciones medias de suceso del agua pluvial unitaria del “Ensanche”.....	8-13
Tabla 8-2.	Resultados obtenidos en los ensayos jar-test con PAC. ....	8-16
Tabla 8-3.	Rendimientos obtenidos en los ensayos jar-test con PAC. ....	8-17
Tabla 8-4.	Rendimientos de eliminación de parámetros básicos obtenidos en el SPIRIT 21.....	8-33
Tabla 8-5.	Comparación de las concentraciones de los metales medidos con estudios de caracterización de aguas de escorrentía urbana. ....	8-35
Tabla 8-6.	Comparación de las concentraciones de metales medidos con legislación de calidad en el medio receptor y límites de vertido. ....	8-36
Tabla 8-7.	Resultados obtenidos en los ensayos jar-test con FeCl <sub>3</sub> . ....	8-38
Tabla 8-8.	Rendimientos obtenidos en los ensayos jar-test con FeCl <sub>3</sub> . ....	8-38

## CAPÍTULO 9

Tabla 9-1.	Resultados de volúmenes reales y simulados en el intervalo II.....	9-17
Tabla 9-2.	Resultados de caudales máximos reales y simulados en el intervalo II.....	9-17
Tabla 9-3.	Resultados de volúmenes reales y simulados en el intervalo III.....	9-17
Tabla 9-4.	Resultados de caudales máximos reales y simulados en el intervalo III.....	9-17
Tabla 9-5.	Resultados de volúmenes reales y simulados en el intervalo IV ampliado.....	9-18
Tabla 9-6.	Resultados de caudales máximos reales y simulados en el intervalo IV ampliado.....	9-18
Tabla 9-7.	Datos de precipitación anual de Meteogalicia.....	9-21
Tabla 9-8.	Precipitación media anual registrada en la estación meteorológica de Lavacolla (Santiago), período 1971-2007. ....	9-22
Tabla 9-9.	Resultados de las simulaciones realizadas en SWMM e InfoWorks CS para el año 2006. ....	9-22
Tabla 9-10.	Volúmenes específicos de tanque que cumplen los criterios de emisión del “método completo” de las ITOHG para el año medio (2006). ....	9-24
Tabla 9-11.	Parámetros de las fracciones de sedimentos para la calibración del modelo de contaminación. ....	9-38
Tabla 9-12.	Comparación entre la características típicas de los sedimentos móviles en las redes de saneamiento y drenaje (Ackers et al., 1996) y las del modelo de contaminación en InfoWorks CS.....	9-40

## CAPÍTULO 10

Tabla 10-1.	Valores y coeficientes característicos de caudales de tiempo seco según su categoría.....	10-3
Tabla 10-2.	Grado de concentración del agua residual de tiempo seco en cuanto a parámetros básicos (Metcalf & Eddy, 1991). ....	10-5
Tabla 10-3.	Grado de concentración en metales de las aguas residuales urbanas de la cuenca de “Ensanche” (Henze, 1995). ....	10-7
Tabla 10-4.	Concentraciones máximas en tiempo de lluvia y comparación con la CMDTS de los metales medidos.....	10-9
Tabla 10-5.	Rangos de concentraciones máximas y medias obtenidos en la cuenca “Ensanche” para las sustancias prioritarias seleccionadas.....	10-23
Tabla 10-6.	Rangos de concentraciones obtenidas de los PPCPs estudiados en la cuenca “Ensanche”.....	10-24

Tabla 10-7.	Clasificación de los PPCPs estudiados según su comportamiento en tiempo seco y de lluvia.....	10-25
Tabla 10-8.	Comparación de las concentraciones de metales totales entre la cuencas “Cancelón”, “Ensanche” y “Paris intramuros”.....	10-32
Tabla 10-9.	Valores de la mediana y los cuartiles de los contaminantes considerados en el agua bruta afluyente en los ensayos “jar test”.....	10-42
Tabla 10-10.	Resultados de volúmenes reales y simulados en el intervalo II.....	10-45
Tabla 10-11.	Resultados de caudales máximos reales y simulados en el intervalo II.....	10-45
Tabla 10-12.	Resultados de volúmenes reales y simulados en el intervalo III.....	10-46
Tabla 10-13.	Resultados de caudales máximos reales y simulados en el intervalo III.....	10-46
Tabla 10-14.	Resultados de volúmenes reales y simulados en el intervalo IV ampliado.....	10-46
Tabla 10-15.	Resultados de caudales máximos reales y simulados en el intervalo IV ampliado.....	10-46
Tabla 10-16.	Parámetros de la fracción de sedimentos SF1 para la calibración del modelo de contaminación.....	10-51
Tabla 10-17.	Parámetros de las fracciones de sedimentos SF1 y SF2 para la calibración del modelo de contaminación.....	10-52
Tabla 10-18.	Gestión de los volúmenes generados en la cuenca en el año medio para los diferentes escenarios analizados.....	10-54
Tabla 10-19.	Gestión de las cargas de SS generadas en la cuenca en el año medio para los diferentes escenarios analizados.....	10-55
Tabla 10-20.	Gestión de las cargas de DBO <sub>5</sub> generadas en la cuenca en el año medio para los diferentes escenarios analizados.....	10-55
Tabla 10-21.	Gestión de las cargas de N total generadas en la cuenca en el año medio para los diferentes escenarios analizados.....	10-56
Tabla 10-22.	Gestión de las cargas de Cu generadas en la cuenca en el año medio para los diferentes escenarios analizados.....	10-57
Tabla 10-23.	Gestión de las cargas de Pb generadas en la cuenca en el año medio para los diferentes escenarios analizados.....	10-57
Tabla 10-24.	Gestión de las cargas de Zn generadas en la cuenca en el año medio para los diferentes escenarios analizados.....	10-58
Tabla 10-25.	Valores medios y máximos de las proporciones de masa contaminante movilizada en tiempo de lluvia asociada a las aguas pluviales en “Ensanche”.....	10-61
Tabla 10-26.	Valores de los percentiles 10 y 90 y mediana de las cargas específicas movilizadas y concentraciones máximas y medias de los contaminantes más importantes extraídos de la base de datos GEAMA.....	10-62
Tabla 10-27.	Ratios de los valores medianos de CMS/CMDTS de la base GEAMA y comparación con bibliografía.....	10-62
Tabla 10-28.	Comparación ambiental de las cargas anuales de DQO vertidas en el año medio entre un sistema separativo sin tratamiento de pluviales y uno unitario con sistemas de control y tratamiento de reboses.....	10-64



# CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN A LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO Y DRENAJE

# **CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN A LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO Y DRENAJE**

## **ÍNDICE CAPÍTULO 1**

1.1. INTRODUCCIÓN.....	1-3
1.2. SISTEMAS INTEGRALES E INTEGRADOS DE SANEAMIENTO .....	1-4
1.3. ELEMENTOS DE UN SISTEMA DE SANEAMIENTO: IMPLICACIONES EN SU DISEÑO .....	1-6
1.3.1. Redes unitarias y separativas.....	1-6
1.3.2. Caudales y contaminación en las redes de alcantarillado: tiempo seco y tiempo de lluvia.....	1-8
1.3.3. Problemática de los DSU en los medios acuáticos receptores.....	1-12
1.3.3.1. Características de los fenómenos y procesos de contaminación en las aguas receptoras.....	1-13
1.3.3.2. Necesidad de estándares intermitentes de calidad ambiental de aguas receptoras.....	1-15
1.3.4. Las Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible .....	1-17





# **CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN A LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO Y DRENAJE**

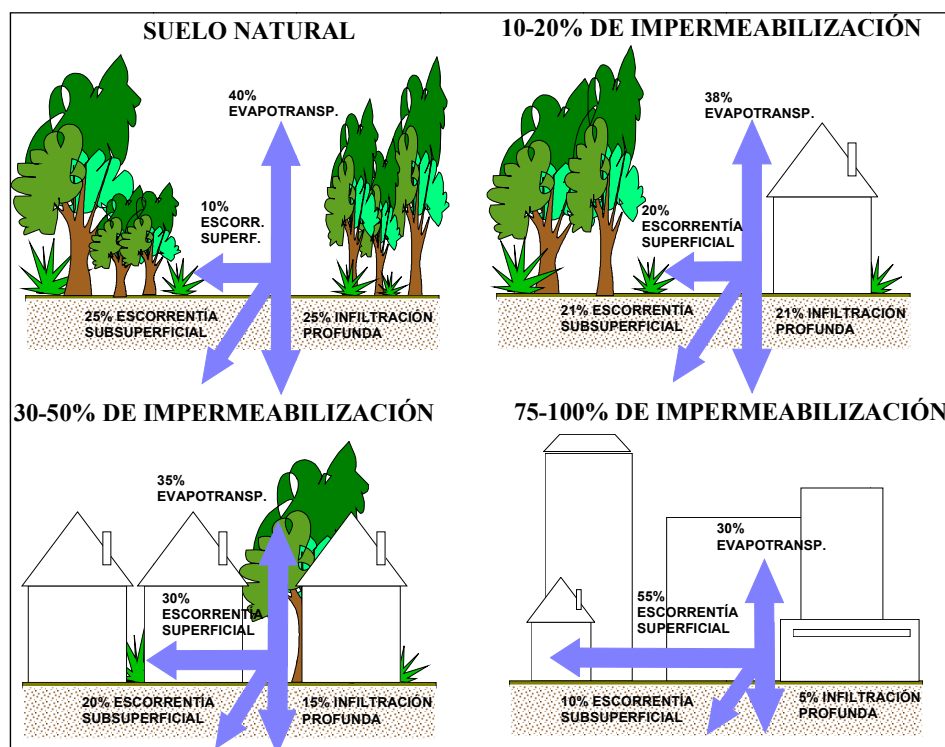
## **1.1. INTRODUCCIÓN**

La concentración de la población en las ciudades ha conllevado un enorme aumento de la urbanización de suelos y, por tanto, de su impermeabilidad, produciendo un incremento en los volúmenes de escorrentía y un aumento de las velocidades de los flujos naturales, reduciendo los tiempos de concentración, produciendo temperaturas más altas, caudales de base más bajos durante la época de estiaje, y niveles de contaminación mayores. Estos efectos tienen consecuencias drásticas en cuanto a los volúmenes y los caudales punta que se producen en la red de alcantarillado.



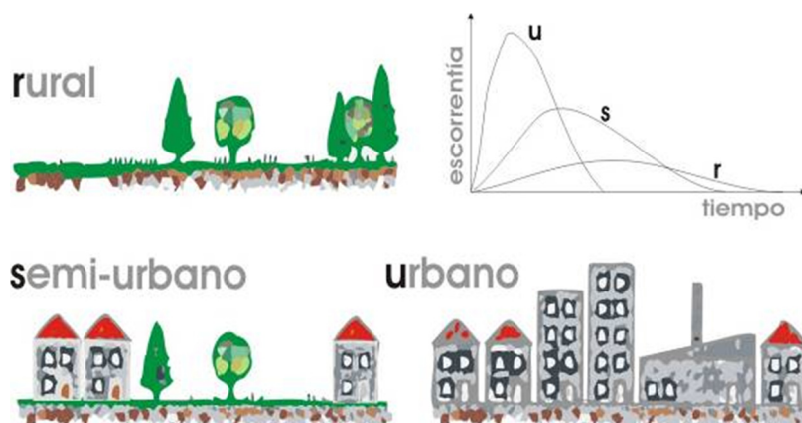
**Figura 1-1. Confluencia de conducciones en la red de alcantarillado de Barcelona (cortesía de CLABSA).**

Si el sistema de saneamiento es separativo la contaminación que es arrastrada por las aguas de escorrentía, que procede tanto de las actividades que se desarrollan en la superficie de la cuenca como de la resuspensión de sedimentos en la red, será vertida directamente al medio receptor, pudiendo causar impactos significativos. Si la red es unitaria se producirán reboses de la red a través de los aliviaderos, que introducirán a los medios receptores cargas de contaminación muy importantes, parte procedentes de los caudales de aguas residuales circulantes en el momento del suceso de lluvia, parte de la contaminación de la superficie de la cuenca y parte de los sedimentos acumulados en la red durante el tiempo seco. Además, estas sobrecargas hidráulicas y variaciones de las concentraciones de contaminación que se generan en la red de alcantarillado también llegan a la depuradora, produciendo en ella perturbaciones importantes que acabarán afectando a los rendimientos de la misma.



**Figura 1-2. Efectos de la impermeabilización sobre la escorrentía y la infiltración (adaptado de Arnold y Gibbons, 1996).**

Ante esta problemática se ha generado una progresiva, aunque lenta, concienciación de que es imprescindible realizar una planificación del saneamiento urbano para permitirle cumplir adecuadamente sus tres funciones esenciales (protección ante inundaciones, protección ambiental del medio receptor y protección sanitaria de los habitantes de la ciudad), tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia.



**Figura 1-3. Efecto de la urbanización en las puntas y volúmenes de escorrentía (Anta, 2004).**

## 1.2. SISTEMAS INTEGRALES E INTEGRADOS DE SANEAMIENTO

La gestión efectiva y sostenible de los sistemas de saneamiento y drenaje requiere una aproximación integrada que considere la interrelación y dependencia entre todos los elementos del sistema. En la actualidad, cuando se aborda un estudio de saneamiento, ya ha sido superada la visión parcial que se preocupaba exclusivamente de la recogida de las aguas residuales y su posterior conducción hasta la masa de agua receptora. La visión

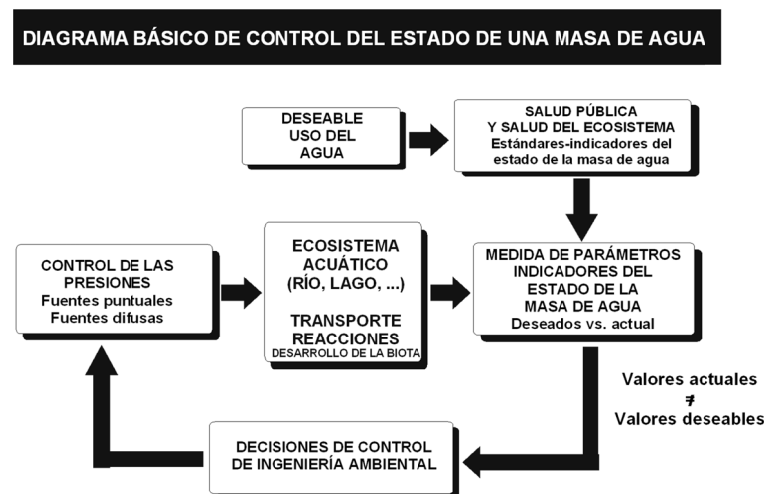
actual es, o debe ser, más global y permite hablar de “sistemas integrales e integrados de saneamiento”.

Los sistemas de saneamiento y drenaje han ido evolucionando a lo largo de la historia, representando un compromiso entre las necesidades higiénicas, el bienestar humano, las necesidades técnicas y los recursos disponibles. No obstante, las técnicas y las demandas sociales han ido cambiando, con más intensidad en los últimos 20 años y alguna de las antiguas prácticas ya no son aceptadas. Cuando se rompe la tradición es necesario revisar los conceptos básicos y los hábitos implantados. Los nuevos diseños en ingeniería del saneamiento urbano son motivados, fundamentalmente, por el nuevo conjunto de objetivos con respecto a la calidad de los sistemas acuáticos. Si la sociedad demanda nuevos objetivos habrá que establecer nuevas estrategias y desarrollar nuevas tecnologías que satisfagan las nuevas demandas.

Un compromiso entre los recursos hídricos y las demandas de la sociedad debe considerar todos los tipos de contaminación. La gestión de las aguas pluviales y residuales debe ser vista en su totalidad. Así, mientras la eliminación de las fuentes puntuales de contaminación se puede solucionar mediante la construcción de las infraestructuras y el uso de tecnologías existentes, la consideración de la contaminación difusa (como es la producida en las zonas urbanas en tiempo de lluvia) y su eliminación es un problema mucho más difícil de resolver. Es imperativo que la solución del problema pase por estrategias que incorporen la totalidad de las fuentes.

El sistema, desde el sumidero, las conducciones hasta la estación de depuración y las últimas consecuencias sobre la calidad del agua, debe ser analizado en su integridad.

La planificación y gestión integrada debe basarse en asumir nuevos puntos de vista. Los objetivos de mejora en el diseño y operación de los sistemas de saneamiento y las plantas depuradoras se establecen en función de las necesidades percibidas. En función de los objetivos de calidad fijados. Los objetivos, muy abiertos a debate, deben referirse claramente al uso potencial del agua y reflejarán la voluntad de pagar, o “invertir”, para obtener el “buen estado ecológico de las aguas”. Técnicamente hay muchas cuestiones relacionadas con la naturaleza estocástica de los elementos del sistema con los que es necesario trabajar. La interacción óptima entre las “variables instrumentales” y las “variables ambientales” permitirán llegar a resultados óptimos en la gestión de las aguas residuales tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia.



**Figura 1-4. Diagrama básico de control de la calidad del agua.**

Los ingenieros, científicos y ambientalistas deben unir sus esfuerzos, tanto en las fases de planificación, diseño y explotación, para obtener el máximo beneficio de la gestión del sistema. Las mejoras finales, el cumplimiento de objetivos con la máxima relación eficacia-coste, los beneficios por el uso de los sistemas acuáticos, así como la mejora o el mantenimiento de la calidad de los ecosistemas, deben ser apreciadas por el ciudadano.

Un sistema de saneamiento debe ser operado con criterios de coste-eficacia para minimizar impactos que no pongan en riesgo la consecución del objetivo del buen estado de las masas de agua. Para ello deben establecerse unos objetivos de calidad y unos estándares realistas con los usos de las aguas receptoras (entre estos usos se deben incluir la protección y mejora de los ecosistemas acuáticos afectados). La gestión se debe orientar hacia la calidad de las aguas receptoras, para facilitar su uso por el hombre y su "salud ecológica o ambiental".

### 1.3. ELEMENTOS DE UN SISTEMA DE SANEAMIENTO: IMPLICACIONES EN SU DISEÑO

#### 1.3.1. Redes unitarias y separativas

Los elementos básicos de un sistema de saneamiento urbano se muestran en la figura siguiente. Los componentes principales, y tradicionales, que se pueden identificar son: cuenca de aportación, redes de alcantarillado (pluviales o residuales, en la figura se presenta una red unitaria), estación de depuración de aguas residuales (EDAR) y masas de agua receptoras.

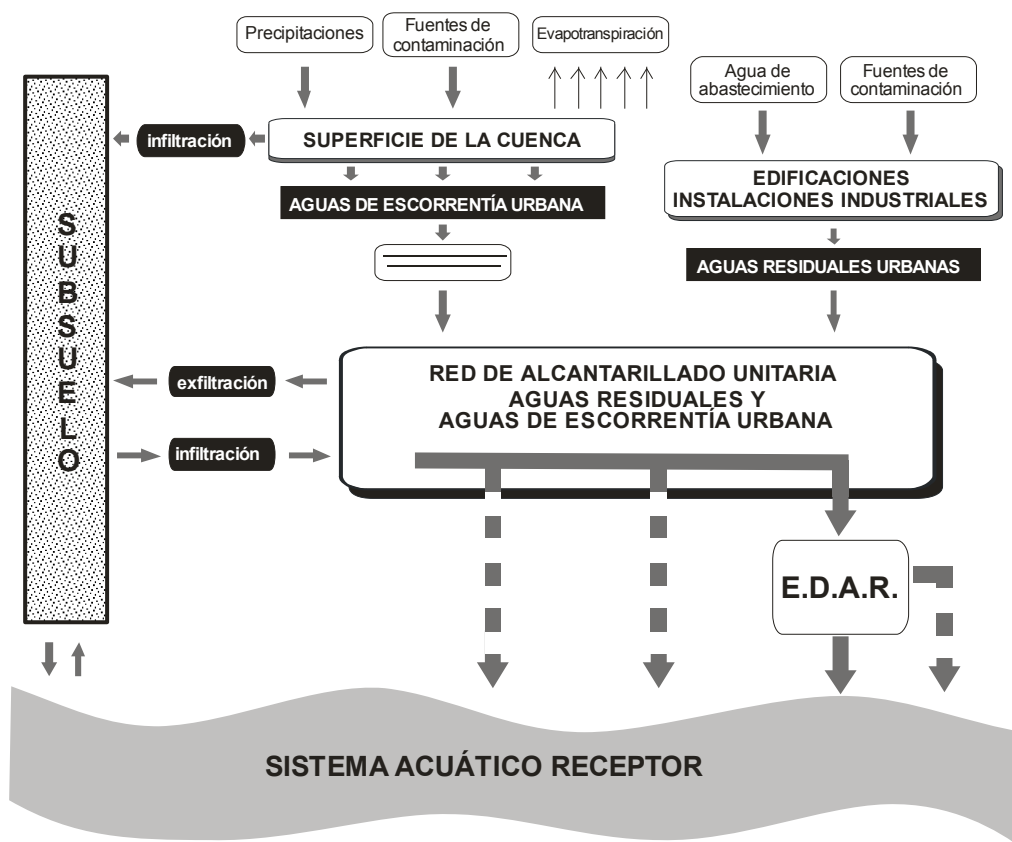
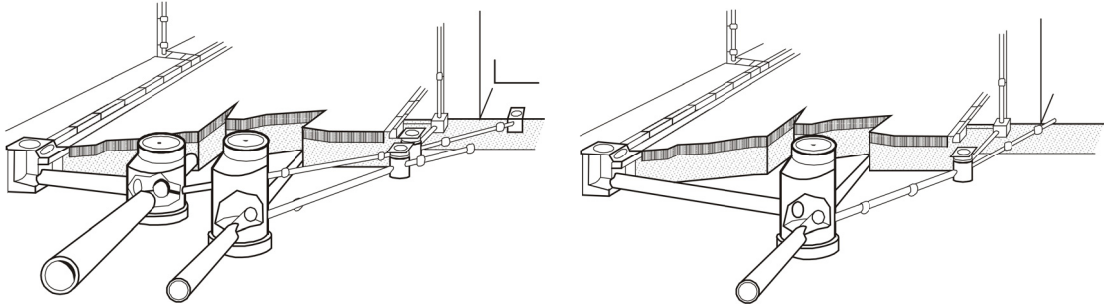


Figura 1-5. Componentes de un sistema de saneamiento en una cuenca urbana.

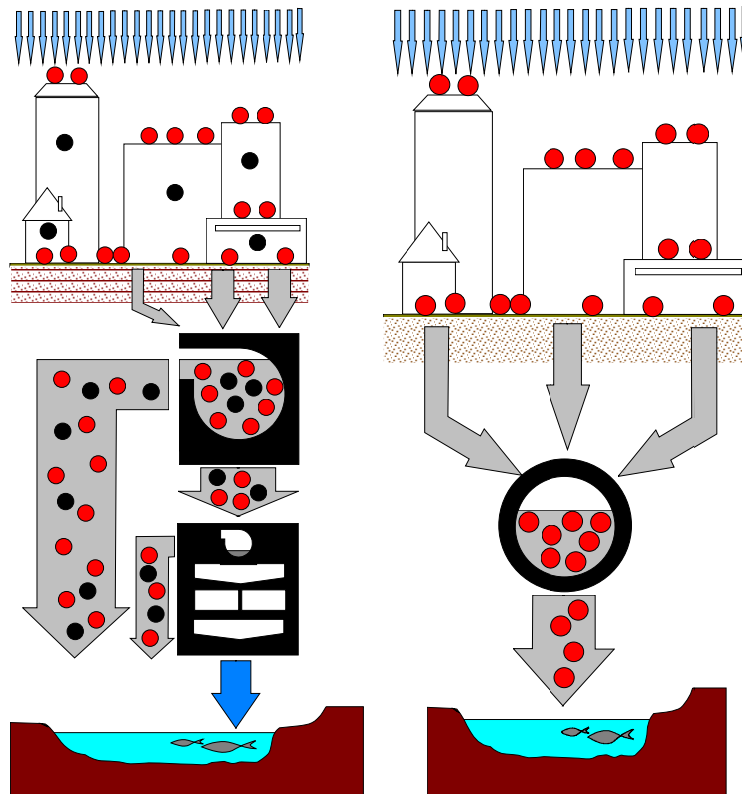
Los dos tipos de redes de alcantarillado más habituales que se encuentran en los sistemas de saneamiento son las unitarias y las separativas. Una red de alcantarillado unitaria transporta aguas residuales en tiempo seco, y aguas residuales y pluviales mezcladas en tiempo de lluvia; mientras que una red de alcantarillado separativa tiene conducciones independientes para las aguas residuales y para las aguas pluviales.



**Figura 1-6. Esquema de las acometidas en una red de saneamiento de tipo separativa (izquierda) y de tipo unitaria (derecha) (Adaptado de Bourrier, 1997).**

En principio parece que la red separativa tiene ventajas:

- Sólo se transporta el caudal de agua residual hasta la depuradora, lo que disminuye diámetros de los conductos.
- La depuradora trabaja con unas variaciones de cargas contaminantes “mínimas”.
- El volumen de tratamiento es menor, con el consiguiente ahorro en la explotación y mantenimiento.
- Se eliminan completamente los reboses con lo que se evita que contaminación de tiempo seco sea vertida a las aguas receptoras en tiempo de lluvia.



**Figura 1-7. Comparación entre la filosofía del sistema de saneamiento unitario y el separativo.**

Ahora bien, a pesar de todas estas ventajas que tiene el sistema separativo, existen también inconvenientes:

- El control de vertido debe ser mucho mayor para evitar que existan acometidas mal realizadas.
- Las redes pluviales pueden producir importantes contaminaciones, sobre todo durante las primeras lluvias.
- El coste del sistema separativo es, como norma general, superior al del sistema unitario, ya que obliga en muchas zonas a doblar los metros lineales de colectores a colocar y duplicar las acometidas.
- La posibilidad de realizar un verdadero sistema separativo en una zona ya construida es muy difícil.
- Mayores gastos de conservación y mantenimiento. Necesidad de una mayor periodicidad en las limpiezas de la red de fecales debido a la ausencia de lavados.

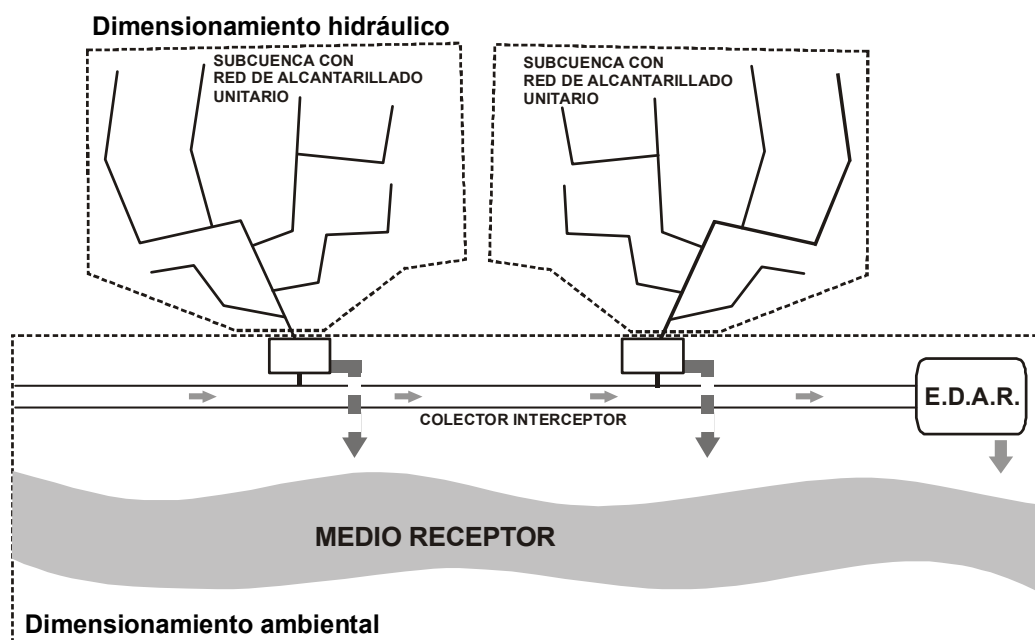
También se puede hablar de sistemas de alcantarillado pseudoseparativo y sistemas doblemente separativos. Se entiende por sistemas pseudoseparativos aquellos diseñados para la evacuación conjunta de las aguas residuales y de las pluviales procedentes de la edificación, pero no las aguas de escorrentía de la vía pública. Por sistema doblemente separativo se entiende aquel en el que las aguas residuales domésticas, las industriales y las pluviales, son evacuadas independientemente.

La posibilidad de mantener un sistema de colectores urbanos unitarios es una opción real, y muchas veces la única, que puede acometerse dentro de una economía global de la solución (Salaverría, 1995).

### **1.3.2. Caudales y contaminación en las redes de alcantarillado: tiempo seco y tiempo de lluvia**

En redes unitarias las interacciones entre los principales componentes del sistema son más importantes que en los sistemas separativos. En tiempo de lluvia las redes unitarias deben transportar, además de las aguas residuales de tiempo seco, las aguas pluviales de drenaje urbano. La red de saneamiento se ha dimensionado tradicionalmente para transportar hacia un determinado punto (generalmente hacia una EDAR) el caudal de agua residual y el caudal de lluvia correspondiente a una lluvia con un determinado período de retorno. Cuando la lluvia genera un caudal de agua que la red no puede transportar, la práctica tradicional consistía en verterlo al medio receptor mediante aliviaderos. El conjunto de estos aliviaderos, situados aguas arriba de la EDAR, determinan las cargas hidráulicas y de contaminación que llega a la depuradora y el impacto sobre el medio receptor.

El caudal de cálculo máximo de diseño del alcantarillado de una subcuenca es fijado en base a criterios de drenaje con el fin de evitar inundaciones pero, sin embargo, el diseño de los caudales máximos de diseño de los colectores interceptores principales o los emisarios terrestres, que recogen aguas de diferentes subcuencas, se basa en criterios que permitan alcanzar determinados objetivos ambientales en el sistema acuático receptor. La posible existencia de sistemas de control y tratamiento de reboses permitirá laminar y regular caudales en la red.



**Figura 1-8. Criterios de dimensionamiento de colectores en función de la situación dentro del sistema de saneamiento.**

El cálculo de los caudales máximos para cumplir los objetivos de drenaje anti-inundaciones en un determinado alcantarillado no es el máximo que puede producirse en la cuenca a drenar, pues ello conllevaría la adopción de grandes secciones de conductos que encarecerían extraordinariamente la obra. En el caso en que existan grandes variaciones de caudales en tiempo de lluvia respecto a tiempo seco se debe tener especial cuidado en el diseño de los conductos para que se cumplan ciertos criterios de funcionamiento hidráulico.

Cuanto mayor es el caudal de cálculo adoptado mayor será el coste de las infraestructuras de saneamiento pero se provocarán menos inundaciones por insuficiencia en las conducciones y, en consecuencia, menos perjuicios económicos y sociales.

En los barrios comerciales de grandes poblaciones, en los que las interrupciones del tráfico, los trastornos a la actividad comercial o el anegamiento de los sótanos ocasionan pérdidas de valor considerable, es necesario considerar una lluvia de cálculo que solo se presente una vez cada bastantes años. En otras zonas urbanas se podrá descender a lluvias que tengan una probabilidad de presentarse en menos tiempo. En zonas en contacto con el campo, pequeñas poblaciones y zonas rurales podrá adoptarse como caudal de escorrentía para el cálculo uno que pueda producir algunas inundaciones de breve duración al año, si bien, para decidir el número de inundaciones anuales admisibles habrá que comparar el valor de los perjuicios que puedan causarse con el sobrecoste de las alcantarillas de mayor sección. Las consideraciones anteriores son tenidas en cuenta en los periodos de retorno recomendados por la norma UNE-EN-752 que aparecen reflejados en la tabla siguiente.



**Tabla 1-1. Periodos de retorno recomendados por la Norma UNE-EN-752 (CEN, 1997).**

<b>PARÁMETRO</b>	<b>Periodo de retorno para sobrecarga (años)</b>	<b>Periodo de retorno para inundación (años)</b>
Áreas rurales	1	10
Áreas suburbanas	2	20
Áreas urbanas con riesgo de inundación conocido	2	30
Áreas urbanas sin riesgo de inundación conocido	5	30
Pasos subterráneos de tráfico y ferroviarios	10	50

Históricamente, el criterio de diseño de los aliviaderos en una solución de saneamiento se ha basado en la dilución. Las hipótesis básicas de este método es que las aguas de lluvia procedentes de la cuenca están limpias. En el momento en que se inicia el rebose, tanto el caudal vertido como el que sale por el orificio de desagüe presentan la misma dilución, que es la de diseño. Una dilución de cuatro veces, por ejemplo, significa que en el rebose están presentes una parte de agua residual y tres partes de agua de lluvia; frecuentemente se escribe: 1+3. Dependiendo de la bibliografía que se consulte el valor de la dilución de diseño varía notablemente. En la tabla siguiente se presentan valores de diseño tradicionales.

Tradicionalmente también, en lo referente a la contaminación que era vertida a través de los aliviaderos, se consideraba que era diluida por las aguas “blancas” de lluvia. Hoy en día es sabido que las aguas “blancas” no son tales y que la contaminación movilizada en las mismas es muy importante y que los vertidos al medio receptor en tiempo de lluvia aportan al mismo fuertes cargas de contaminación.

**Tabla 1-2. Valores tradiciones de dilución para vertido por aliviadero.**

<b>COEFICIENTE DE DILUCIÓN</b>	<b>REFERENCIA</b>
Entre 3 y 6	Ranchet J. y Ruperd Y., (1983)
5	Paz Maroto J. y Paz Casañé J. M <sup>a</sup> . (1968)
Entre 2 y 5	Camp (1959)
7	Pecher R. (1992)

Cuando se estudia la problemática de presiones o impactos de un sistema de saneamiento o drenaje hay que diferenciar tres tipos de fenómenos de contaminación asociados a las aguas pluviales. El primero es el generado por las aguas de escorrentía contaminada que llega de forma directa, o a través de redes de alcantarillado separativas, redes de pluviales, a las masas de agua receptoras. El segundo tipo de fenómeno de contaminación es el generado por el vertido (desde aliviaderos de la red o de los de los bombeos) por rebose de alcantarillados unitarios (RAU) o también denominado desbordamiento de los sistemas unitarios (DSU) (CSO en la literatura anglosajona); aguas que son mezcla de aguas pluviales contaminadas y aguas residuales urbanas convencionales. La gravedad de este tipo de vertidos está muy condicionada por el fenómeno de resuspensión de los depósitos de

sedimentos y biopelículas existentes en la red. El tercer problema de contaminación asociado a las aguas pluviales es el generado en las depuradoras. La punta de caudal que asume la red acaba llegando a la depuradora y si supera su capacidad de tratamiento también se produce un rebose en tal punto. Además, el proceso de depuración puede quedar fuertemente alterado, provocando una bajada de rendimientos que llega a durar hasta semanas, afectando finalmente a la calidad de las aguas en el medio receptor.

Los tres tipos de descargas citados se diferencian en los volúmenes vertidos, en las concentraciones de contaminantes (medias y máximas), y en las fases y períodos de descarga.

Los primeros esfuerzos en depuración de aguas residuales se centraron en el control de los vertidos puntuales de origen urbano e industrial. Después de un fuerte desarrollo en sistemas de tratamiento se comprobó que en muchos países la calidad de las aguas no era todavía satisfactoria. Se observó que una gran parte del problema era originado por los vertidos intermitentes que se producían durante y después de las lluvias desde los alcantarillados unitarios de los núcleos urbanos. Este tipo de vertidos se denominan reboses de alcantarillado unitario (RAU), descargas de sistemas unitarios (DSU), alivios de tormenta (C.H.N., 1995), o "*Combined Sewer Overflows*" (CSO), en la literatura anglosajona. Fue en EE.UU. donde por primera vez se reconoció la importancia de este problema en la "*Federal Water Control Act Amendments*" de 1972. Después de años de estudios de caracterización de este tipo de sucesos se propusieron las medidas de control pertinentes y se comprobó el elevado coste económico que suponía minorar la contaminación que era vertida al medio acuático a través de este tipo de vertidos ("*Cost Methodology of Combined Sewer Overflows and Storm Discharges*", US-EPA, 1979). A pesar de que desde esos años se llevan invertidos muchos recursos en el conocimiento y control del problema, todavía años más tarde sigue siendo una de las principales causas de contaminación del agua (Malgrat, 1995a).

En Europa el control de la contaminación del agua de origen urbano siguió pautas similares a las de EE.UU. y concluyó también, al término de la década de los 80, que la eliminación o minimización de los reboses de los sistemas unitarios debía considerarse como objetivo prioritario en los planes de saneamiento y mejora de la calidad del agua de los sistemas acuáticos (Ellis, 1991).

En España, en donde predomina el alcantarillado unitario, el problema es evidente pero no se empezó a analizar hasta hace unos 25 años. Los primeros estudios de caracterización de la contaminación de las aguas pluviales fueron llevados a cabo por Hontoria y Hernández (1985) en pequeñas cuencas piloto en calles de Madrid. Cabe destacar el "*workshop*" realizado en Benicassim en 1995, en el que se puso de manifiesto la importancia de este problema (Malgrat, 1995b). Asimismo, a partir de comienzos de los años noventa se comenzaron a realizar estudios en las Escuelas de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad de Cantabria, la Universidad de A Coruña y la Politécnica de Cataluña, orientados a la caracterización de sucesos de lluvia en redes de alcantarillado unitario y a la modelización de la contaminación en tiempo de lluvia en las redes de alcantarillado. En la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento (AEAS) el "Grupo Avanzado de Drenaje Urbano" (GADU) empezó, también a mediados de la década, a analizar el problema y como fruto de ello se propuso al Ministerio de Medio Ambiente la realización del "Programa Nacional de Medición de las Descargas de los Sistemas

Unitarios" (PROMEDSU). Este programa tuvo dos años de duración y puso de manifiesto la grave problemática de la contaminación movilizada en tiempo de lluvia en redes unitarias.

El tipo de contaminación de los desbordamientos de los sistemas unitarios (DSU) o reboses de alcantarillados unitarios (RAU) está fuertemente determinada por las características de las aguas residuales urbanas de tiempo seco, de los usos que se realizan en la superficie de las cuencas urbanas que luego van a ser lavadas por las aguas de escorrentía, y por el arrastre de materiales y fangos depositados en las conducciones durante períodos secos.

Los impactos de los RAU o DSU pueden ser muy negativos. Determinan una pérdida muy importante de la eficacia del sistema, cuyo fin es la protección del medio acuático receptor. Las insuficiencias de la red de drenaje frente a la lluvia dan lugar a inundaciones en la cuenca, con las consiguientes molestias al ciudadano y los demás problemas que en general conllevan. La incorporación de sistemas de control y tratamiento de estos reboses, determina una nueva relación entre las fuentes de contaminación y caudal, los sistemas de transporte y el medio receptor.

Actualmente se admite que el control de los DSU debe realizarse bajo el principio de la "gestión integrada", considerando todas las relaciones que se establecen entre todos los elementos del sistema (Marsalek-Sttimhar, 1994):

- a) Lluvia
- b) Superficie de cuenca
- c) Sistema de colectores
- d) Aliviaderos
- e) Estación depuradora
- f) Medio receptor

### **1.3.3. Problemática de los DSU en los medios acuáticos receptores**

Como ya se ha comentado, los sistemas de saneamiento y drenaje tienen diversos objetivos, siendo actualmente el más importante la protección de la calidad y el hábitat de los sistemas acuáticos. Esta protección debe implicar reducir al máximo los impactos provocados tanto por la alteración del régimen hidrológico-hidráulico de la cuenca como por la llegada de contaminantes. Sin embargo, una de las principales razones de la persistencia de la mala calidad de las aguas de los ríos es el escaso o nulo control sobre los DSUs. Los efectos de tales vertidos sobre las masas de aguas receptoras continúa siendo uno de los mayores problemas de gestión en áreas urbanas en todo el mundo.

Numerosos estudios han puesto de manifiesto la necesidad de gestionar de manera adecuada la contaminación movilizada en tiempo de lluvia. Hoy en día se asume que dicha gestión constituye una problemática seria debido a la importante magnitud en caudales y cargas de contaminación asociadas que se generan durante los episodios pluviométricos en cuencas unitarias (la amplia mayoría en zonas urbanas consolidadas de las ciudades).

Por una parte, es lógico pensar la imposibilidad de gestionar toda la cantidad de aguas residuales de tiempo de lluvia generadas en una cuenca debido a un coste inasumible en la construcción, explotación y mantenimiento de las infraestructuras; y, por otro lado, es muy clarividente que el sistema unitario que tan sólo consiga gestionar las aguas residuales de tiempo seco, sin considerar la gestión de la contaminación en tiempo de

lluvia, provocará el incumplimiento de los objetivos de calidad fijados para las masas de agua receptoras, por lo cual dicho sistema podrá calificarse de ineficaz e ineficiente ante la imposibilidad de satisfacer los requisitos de calidad de nuestro “cliente”, el medio receptor.

Ahora bien, teniendo en cuenta, como ya se ha dicho, que es completamente inasumible y económicamente inviable considerar la gestión de toda la cantidad de agua pluvial generada por lluvias intensas y/o torrenciales y que todo sistema unitario va a sufrir desbordamientos (DSUs ó RAUs) hacia el medio receptor, deben diseñarse los mismos con el objetivo de establecer una estrategia de incumplimientos transitorios que no condicionen la vida y la calidad establecida en las aguas receptoras y se consiga un buen estado ecológico de las masas, tal y como indica la Directiva Marco del Agua.

### **1.3.3.1. Características de los fenómenos y procesos de contaminación en las aguas receptoras**

Los impactos de los vertidos intermitentes por desbordamientos de sistemas unitarios o por redes de drenaje separativas sobre la calidad de la masa de agua receptora se determinan a partir del incremento (o descenso) de concentraciones de parámetros indicadores de contaminación, y la posible violación de los estándares de calidad de aguas. Los efectos de estas descargas sobre el medio van a depender de los procesos, cinéticas e interacciones que se van a producir dentro de la masa de agua; estos procesos se pueden agrupar de la forma siguiente:

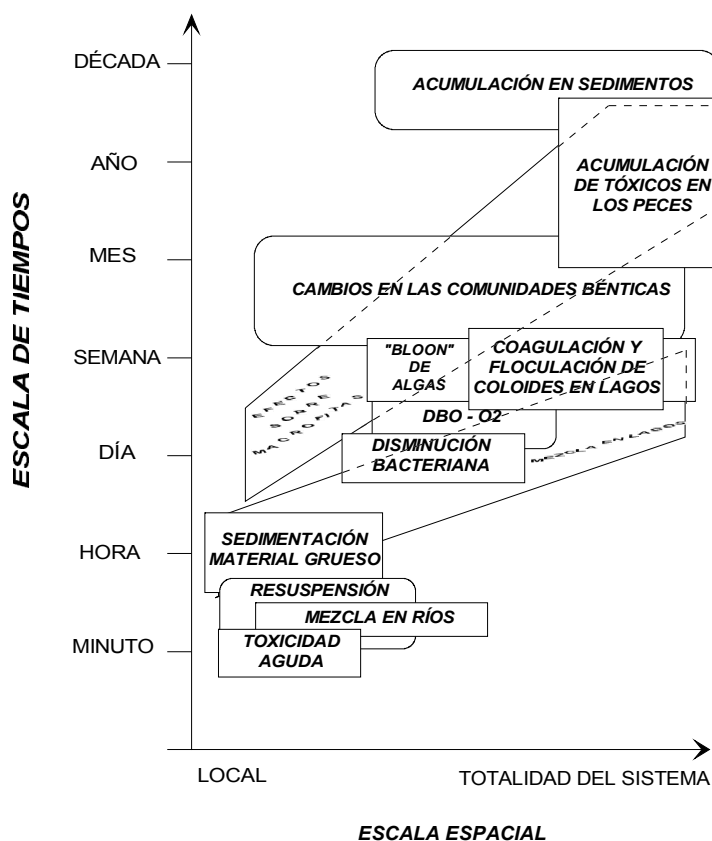
- Procesos físicos: transporte, mezcla, dilución, erosión, sedimentación, efectos térmicos, reaireación, etc.
- Procesos bioquímicos: descenso de la materia orgánica, adsorción y desorción de metales y microcontaminantes orgánicos, etc.
- Procesos microbiológicos: fuga de organismos, disminución de bacterias y virus, etc.

Estos procesos actúan de forma directa e indirecta sobre la concentración de contaminantes y organismos presentes en las masas de agua natural. Un aspecto de particular interés es la escala espacial y temporal de tales impactos, que están interrelacionados con las velocidades a las que se producen y con el tamaño de las masas de agua receptoras. Por ejemplo, en ríos, una masa de contaminante vertida de forma puntual se moverá corriente abajo con una relativamente ligera interacción e intercambio con los sedimentos. Consecuentemente, una considerable cantidad de agua estará expuesta a condiciones desfavorables durante un corto período de tiempo. Sin embargo, en lagos y lagunas el material se dispersará más lentamente y permanecerá durante más tiempo en una determinada zona, a menos que el contaminante sea altamente reactivo o biodegradable. Por consiguiente, ciertos contaminantes ejercerán sus efectos predominantemente sobre ríos, otros sobre aguas embalsadas, y otros en ambos. Como se presentará en apartados posteriores, la contaminación asociada a las aguas pluviales va a producir efectos tanto a corto como a largo plazo en las aguas receptoras.

**Tabla 1-3. Impactos de los DSU en los medios acuáticos receptores.**

<i>Escala temporal</i>	<i>Caracterización</i>	<i>Variable indicadora</i>
<b>Agudo (horas)</b>	<b>Hidráulica</b>	Caudal, erosión del fondo, tensiones tangenciales
	<b>Química</b>	Sustancias tóxicas (NH <sub>3</sub> )
	<b>Física</b>	Sólidos en suspensión
	<b>Bio-química</b>	Descenso de oxígeno disuelto en el agua
	<b>Sanitaria</b>	Bacterias, virus
	<b>Estética</b>	Material flotante, olores
<b>Diferido (días)</b>	<b>Hidráulica</b>	Capacidad de transporte de sedimentos
	<b>Química</b>	Sustancias tóxicas (NH <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> )
	<b>Bio-química</b>	Descenso de oxígeno disuelto en los sedimentos
	<b>Sanitaria</b>	Bacterias, virus
	<b>Estética</b>	Flotantes, detritos, aceites
<b>Acumulativo (meses, años)</b>	<b>Hidrológica</b>	Régimen de caudales, morfología
	<b>Química</b>	Metales pesados, orgánicos habituales, sedimentos orgánicos e inorgánicos
	<b>Bio-química</b>	Descenso de oxígeno (eutrofización)

La figura siguiente muestra los diferentes fenómenos de contaminación que puede provocar la contaminación asociada a las aguas pluviales, referenciados a las variables espacio y tiempo. Se pone de manifiesto que cada tipo de fenómeno que se quiera estudiar implicaría diferentes estrategias para el muestreo, identificación y valoración de los impactos provocados por dicha contaminación. Es evidente que los problemas de contaminación aguda en las cercanías de los puntos de vertido requerirán muestreos intensos y frecuentes, en el propio vertido y en la zona de mezcla, mientras que los efectos crónicos se pueden observar independientemente del suceso de lluvia y con una visión espacial más amplia y más allá de la zona de mezcla.



**Figura 1-9. Escalas temporales y espaciales para los impactos sobre sistemas acuáticos.**

### **1.3.3.2. Necesidad de estándares intermitentes de calidad ambiental de aguas receptoras**

El impacto de descargas de aguas urbanas sobre ríos, lagos, estuarios y aguas costeras ha sido muy estudiado. Como resultado se han generado un gran número de estándares de calidad de agua para la protección de diferentes usos (baño, vida piscícola, aguas prepotables, cría de moluscos, etc.), y se han desarrollado complicadas estrategias de toma de muestras, junto con la aplicación de sofisticadas técnicas de modelización, para asegurar el cumplimiento de dichos estándares. Sin embargo, casi todos estos desarrollos legislativos e investigaciones se han orientado hacia el estudio de descargas continuas de aguas residuales urbanas y de vertidos de aguas residuales industriales. Por el contrario, se ha puesto poca atención al desarrollo de estándares de control para las descargas intermitentes que pueden generar sucesos transitorios de contaminación. El desarrollo de estos estándares es importante, ya que determinan los criterios de diseño de sistemas de saneamiento, sobre todo para que cumplan su función ante sucesos de lluvia, y permiten alcanzar los objetivos de calidad fijados.

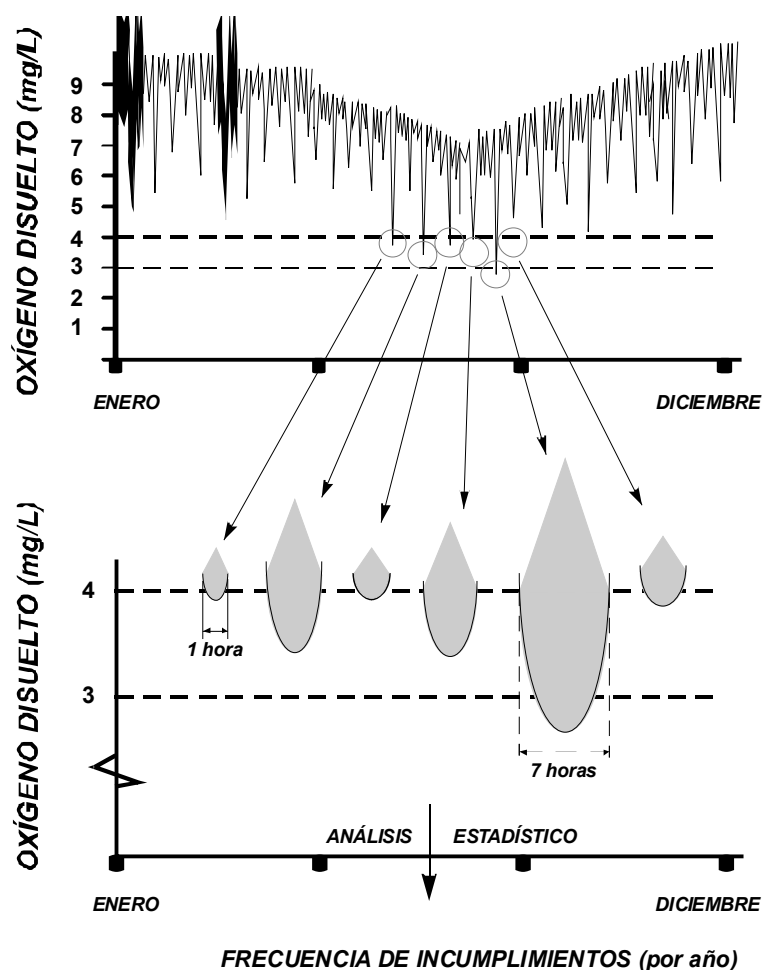
Una gran parte de la normativa ambiental especifica estándares de calidad de aguas cuyo cumplimiento se basa en que las muestras que se tomen no deben incumplir unos determinados percentiles. Para la protección de masas de aguas continentales estos estándares suelen incluir, entre otros, parámetros tales como la DBO, el oxígeno disuelto, el amonio total y amonio no ionizado; el cumplimiento en DBO o en amonio suele referirse al cumplimiento en un 90%-95%, mientras que se suele dejar el 10% de incumplimientos en lo referente al oxígeno disuelto (OD). El objetivo de este tipo de estándares basados en percentiles anuales es, claramente, asegurar un adecuado nivel de protección de los ecosistemas contra los vertidos en continuo.

Sin embargo, las descargas en tiempo de lluvia pueden afectar a la calidad de las aguas de las masas de agua, en relativamente cortos periodos de tiempo y generar impactos desproporcionados sobre la vida acuática del río que, por contra, no son registrados por las estrategias de control tradicionales.

Analizando la casuística se hace necesario elaborar una estrategia específica que permita el sobrepasar ocasionalmente los límites de emisión y los estándares de calidad de aguas en los medios receptores de forma transitoria, sin que por ello se cause un impacto significativo sobre los ecosistemas acuáticos.

Actualmente hay dos tendencias en las legislaciones de otros países para identificar estándares útiles para proteger la vida de los ecosistemas de agua dulce de los episodios de contaminación en tiempo de lluvia:

- Estándares que trabajan con percentiles de cumplimiento altos (tales como el 99%), que surgirían como extrapolación de los 90%-95%.
- Estándares intermitentes, los cuales estarían directamente relacionados con las características de los sucesos que causan estrés en los ecosistemas acuáticos. Estos estándares se expresarían en términos de concentración-duración relacionándolo con un periodo de retorno o frecuencia. Este tipo de aproximación es habitual en estándares de control de la contaminación atmosférica.



**Figura 1-10. Ejemplo de incumplimientos en los estándares de calidad tradicionales por vertidos ocasionales.**

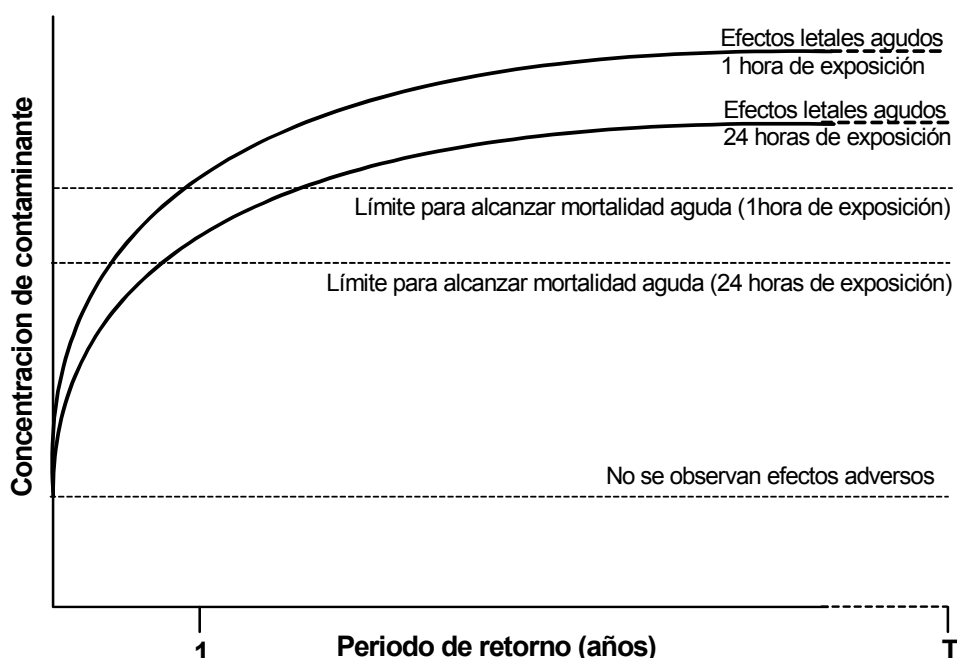
La aproximación desarrollada en un principio para establecer estándares para descargas intermitentes en EE.UU., Gran Bretaña y Japón, consistió en especificar los máximos valores admisibles expresados por el percentil 99, o algún otro estadístico, junto con un sencillo balance de masas. Mientras esta aproximación ha dado resultados alentadores las dificultades todavía permanecen a la hora de determinar cuántos días al año las descargas pueden incumplir los valores fijados.

Algunos autores opinan que esta aproximación convencional, como respuesta a la problemática existente, tiene poca relevancia para la contaminación generada por vertidos intermitentes en saneamientos y drenajes urbanos. Opinan que es necesario un planteamiento que tenga en cuenta no sólo las concentraciones de contaminación, sino también la duración y la frecuencia de los episodios de contaminación. El estudio de este tipo de estrategias comenzó a finales de la década de los ochenta pero fue ralentizada en la década de los 90, seguramente influenciada por la generación de la Directiva Marco del Agua.

Tanto en el Reino Unido como en Dinamarca se han desarrollado normativas propias con estándares que especifican la magnitud, la duración y la frecuencia de las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) necesarias para la protección de los peces en agua dulce. La concentración de OD en los ríos afectados por un DSU con materia orgánica

biodegradable es el parámetro fundamental que debe medirse y, por lo tanto, se deben especificar criterios apropiados para él. Los reboses de alcantarillado unitario en tiempo de lluvia también aportan otros tipos de contaminantes, pero normalmente son menos importantes y siguen las mismas tendencias. La muerte de peces causada por un descenso en los niveles de oxígeno propiciados por un DSU acabará con toda la población de peces si la exposición es demasiado larga. El problema asociado que se plantea es con qué frecuencia se va a producir el fenómeno. Este aspecto se puede evaluar mediante técnicas de análisis de sucesos extremos y no mediante criterios elaborados para descargas continuas.

Como ya se ha citado, una de las aproximaciones para desarrollar estándares para sucesos transitorios de contaminación es considerar las variables "tiempo-duración-frecuencia". La gráfica siguiente presenta cómo se relacionan las tres variables. A mayor periodo de retorno (sucesos menos frecuentes) la concentración excepcional puede ser más elevada; la variable complementaria sería el tiempo de exposición; cuanto más alta sea la concentración menos tiempo de exposición.



**Figura 1-11. Relación entre las variables dosis-duración-frecuencia en el desarrollo de estándares intermitentes.**

Para determinar el tiempo que un suceso de contaminación excede el estándar es necesario medir la concentración del contaminante y el tiempo de exposición del organismo indicador a tales concentraciones. La referencia más conocida que trabaja en este sentido es el manual "*Urban Pollution Management*" (UPM), de la "*Foundation for Water Research*" (1998), en Gran Bretaña.

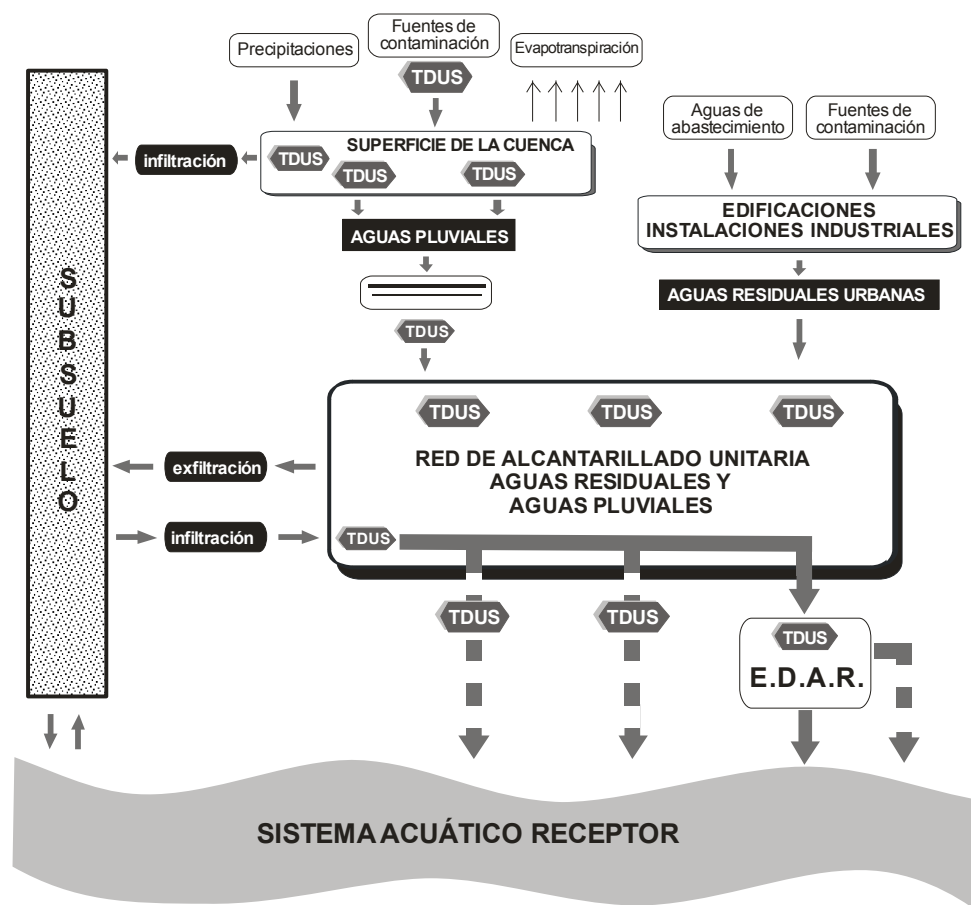
#### 1.3.4. Las Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible

Hoy en día, con el fin de abordar la problemática expuesta en el apartado anterior, un plan de saneamiento integral de una cuenca debe considerar en el diseño del sistema nuevos elementos, que no era habitual encontrar hasta hace muy poco tiempo. Se denomina



tanques de tormenta o de pluviales, depósitos-aliviadero o SCTR a los sistemas de control y tratamiento de los reboses de los alcantarillados unitarios. La incorporación de los sistemas de control y tratamiento de estos reboses determina una nueva relación entre las fuentes de contaminación y caudales circulantes, los sistemas de transporte, los vertidos y el medio receptor.

Una visión integral de la gestión del sistema que minimice los impactos y permita alcanzar los objetivos de calidad del agua fijados obliga a desarrollar una estrategia de control total de la contaminación. La contaminación que se permita entrar a la red de saneamiento desde la cuenca (por escorrentía o por aguas residuales urbanas), las transformaciones que dicha contaminación sufra en la red, la capacidad de transporte de la red y las diluciones que se permitan en los reboses, los sistemas de control y tratamiento que se implanten a lo largo de la red, determinarán qué tipo de aguas residuales, caudales y cargas recibirá la EDAR, los cuales condicionarán su diseño y sus estrategias de explotación. La gestión de las aguas residuales en tiempo de lluvia es difícil si se tiene en cuenta la naturaleza estocástica de las lluvias, lo que podría hacer imposible una protección absoluta del medio receptor.



**Figura 1-12. Componentes de un sistema de saneamiento que incorpora técnicas de drenaje urbano sostenible.**

Los sistemas de control y tratamiento de reboses son una técnica más de las denominadas **Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible** (TDUS) o también denominadas en España SUDS, Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible. Las TDUS pueden consistir bien en la construcción de nuevas infraestructuras (por ejemplo depósitos, que son anti-DSU), en la modificación de prácticas de diseño tradicionales, o en la modificación de hábitos (por

ejemplo los de limpieza viaria de la cuenca o de colectores del sistema de saneamiento y drenaje). En la literatura anglosajona las TDUS son denominadas *"Best Management Practices"* (BMP), *"Sustainable Urban Drainage Systems"* (SUDS) o *"Water Sensitive Urban Design"* (WSUD) y su uso está ampliamente extendido. Las TDUS se pueden clasificar desde numerosos puntos de vista; en la literatura nos encontramos con clasificaciones diferentes según los autores y con terminología aún no consensuada, sobre todo en castellano.



## CAPÍTULO 2: OBJETIVOS

## **CAPÍTULO 2. OBJETIVOS**

### **ÍNDICE CAPÍTULO 2**

2.1. OBJETIVO GENERAL .....	2-3
2.2. OBJETIVOS PARTICULARES.....	2-3



## **CAPÍTULO 2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GENERAL**

El objetivo general perseguido en la presente tesis es asentar y profundizar en el conocimiento de la movilización de contaminación durante los episodios pluviométricos en cuencas con sistema de saneamiento y drenaje unitario.

Un conocimiento más exhaustivo de las características de los flujos de contaminación generados debe permitir conocer su origen y optimizar su gestión con el propósito de minimizar los impactos sobre las masas de agua receptoras.

Este objetivo se enmarca dentro de una de las líneas de investigación más importantes del Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA) de la Escuela de Caminos, Canales y Puertos de la Universidade da Coruña. Los estudios realizados por el GEAMA en el campo del saneamiento y del drenaje urbano y su contaminación asociada han dado lugar a destacados proyectos de investigación (PROMEDSU y SOSTAQUA, entre otros) y a la realización de tesis doctorales y tesinas (Cagiao, 2002; Beneyto, 2004 y Anta, 2004).

El conocimiento obtenido mediante la dilatada trayectoria de esta línea de investigación se amplía en la actualidad con estudios del funcionamiento de un sistema de control y tratamiento de reboses y de la caracterización del agua de escorrentía superficial de autopistas y viales financiada a través del proyecto CICYT denominado POLLUTRAF.

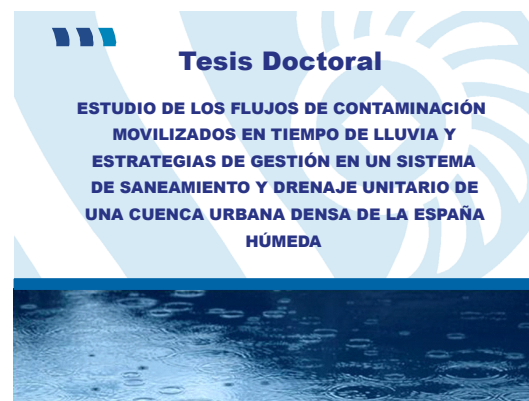
### **2.2. OBJETIVOS PARTICULARES**

Para conseguir la ejecución del objetivo general presentado se han planteado los siguientes objetivos particulares:

- Estudio del estado actual del conocimiento de la problemática de la gestión de la contaminación movilizada en tiempo de lluvia en las redes unitarias y la incidencia ambiental generada por los reboses y vertidos durante eventos pluviométricos.
- Caracterizar exhaustivamente la contaminación de una subcuenca urbana densa con red unitaria, diferenciando entre la contaminación aportada por el caudal de tiempo seco de la aportada por el suceso de lluvia.
- Caracterizar la movilización de la contaminación de una subcuenca urbana densa mediante el análisis de hidrogramas y polutogramas asociados. Parametrización de los sucesos de lluvia.
- Contrastar las características del agua residual de tiempo seco con la del agua pluvial en la subcuenca unitaria estudiada. Comparar los resultados con otras cuencas unitarias estudiadas.
- Tratamiento estadístico de todos los datos y parámetros obtenidos en las campañas de campo de tiempo seco y de lluvia para comparar los resultados entre

ambos escenarios en la subcuenca estudiada y con otras cuencas unitarias estudiadas en España y en Europa.

- Conocer el comportamiento de sustancias prioritarias y contaminantes emergentes durante los eventos pluviométricos en una red unitaria.
- Elaboración de índices o modelos de predicción de la contaminación movilizada en la cuenca en tiempo de lluvia a partir de variables hidrológico-hidráulicas.
- Estudiar la eficiencia del tratamiento físico-químico para el agua pluvial mixta de la subcuenca estudiada.
- Elaboración (calibración y validación) y comparación de modelos de simulación hidrológico-hidráulicos de la subcuenca urbana estudiada.
- Elaboración (calibración y validación) de un modelo de contaminación en InfoWorks CS y valoración de su problemática y limitaciones.
- Dimensionamiento de un sistema de control y tratamiento de reboses en la subcuenca estudiada para diferentes estrategias de gestión de las aguas pluviales con el fin de cumplir los criterios de emisión de las *Instrucciones Técnicas para Obras Hidráulicas de Galicia* (ITOHG).



# CAPÍTULO 3: PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LAS AGUAS PLUVIALES



## **CAPÍTULO 3. PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LAS AGUAS PLUVIALES**

### **ÍNDICE CAPÍTULO 3**

3.1. INTRODUCCIÓN .....	3-3
3.2. LA CONTAMINACIÓN ORIGINADA EN LA SUPERFICIE DE LAS CUENCAS .....	3-6
3.2.1. Fuentes de contaminación de las aguas de escorrentía urbana.....	3-7
3.2.1.1. Contaminación atmosférica .....	3-8
3.2.1.2. Contaminación presente en la superficie de la cuenca .....	3-9
3.2.2. Características de la contaminación presente en la superficie de las cuencas.....	3-12
3.3. LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LOS CAUDALES DE TIEMPO SECO DE LAS AGUAS RESIDUALES .....	3-16
3.3.1. Introducción.....	3-16
3.3.2. Cargas de contaminación en las aguas residuales.....	3-17
3.3.3. Variación temporal de la contaminación de las aguas residuales.....	3-20
3.3.4. Metales pesados en las aguas residuales de tiempo seco .....	3-25
3.3.4.1. Toxicidad de los metales pesados .....	3-25
3.3.4.2. Problemática y legislación sobre metales pesados en redes de saneamiento.....	3-27
3.4. LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LOS DEPÓSITOS DE SEDIMENTOS DE LAS REDES DE SANEAMIENTO.....	3-32
3.4.1. Introducción.....	3-32
3.4.2. Características de los contaminantes encontrados en los imbornales.....	3-34
3.4.3. Características de los sedimentos encontrados en los conductos.....	3-36
3.5. FLUJOS DE CONTAMINACIÓN EN LAS REDES UNITARIAS EN TIEMPO DE LLUVIA.....	3-41
3.5.1. Resultados de estudios realizados sobre caracterización de flujos de contaminación en sistemas unitarios en tiempo de lluvia en España.....	3-52
3.5.1.1. Resultados Galicia.....	3-52
3.5.1.1.1. Cuenca "Santiago Este" .....	3-52
3.5.1.1.2. Cuenca "Cancelón" .....	3-54
3.5.1.2. Resultados PROMEDSU .....	3-61
3.5.1.3. Resultados en la cuenca piloto de "Riera d'Horta" en Barcelona.....	3-70
3.5.1.4. Comparación entre PROMEDSU y las cuencas "Cancelón" y "Riera d'Horta".....	3-77



## **CAPÍTULO 3. PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LAS AGUAS PLUVIALES**

### **3.1. INTRODUCCIÓN**

La concentración de actividades humanas genera deposición de polvo, suciedad, arenas, materia orgánica, nutrientes, metales pesados, tóxicos y contaminación bacteriológica sobre las superficies de las cuencas. Estos materiales son lavados y arrastrados por la escorrentía superficial durante los episodios pluviométricos.

Son muy diversas las causas de la contaminación de la escorrentía superficial urbana. La lluvia y la nieve atrapan contaminantes presentes en la atmósfera en su caída; una primera fracción de la misma se emplea en mojar las superficies, otra se evapora y otra queda atrapada en huecos y depresiones del terreno. Si sigue lloviendo, el agua se moviliza hacia los puntos de recogida, drenando las superficies y, a su vez, limpiando y transportando en disolución o en suspensión los contaminantes acumulados hacia la red de saneamiento.

Con objeto de estudiar la contaminación de las aguas de escorrentía urbana las investigaciones se han orientado principalmente a caracterizar la contaminación de calles y superficies pavimentadas, o la movilizada por una cuenca separativa en el punto de vertido al medio receptor. Sin embargo, no existen demasiados estudios sobre la contaminación de tejados, patios interiores, zonas verdes, etc. Este hecho radica en la dificultad de instrumentar secciones de control en estos puntos, lo cual repercute en el coste de la campaña.

Si la red de saneamiento y drenaje es de tipo unitario, la acumulación progresiva de sedimentos en los conductos durante los intervalos de tiempo con ausencia de precipitaciones, consecuencia de las velocidades de limpieza insuficientes en el alcantarillado durante los períodos de caudales de tiempo seco, se convierten en una fuente de contaminación muy importante cuando son resuspendidos por el cambio de régimen hidráulico que se produce en las conducciones durante los aguaceros. A este tipo de contaminación se debe añadir las cargas de contaminantes movilizadas en las aguas residuales de origen urbano o industrial.

Cuando se estudia la problemática de presiones o impactos de un sistema de saneamiento y drenaje sobre un medio acuático hay que diferenciar, como ya se ha introducido en el capítulo anterior, tres tipos de fenómenos de contaminación asociados con las aguas pluviales:

- El primero es el generado por las aguas de escorrentía contaminadas que llegan de forma directa, o a través de redes de alcantarillado separativas, redes de drenaje urbano de pluviales, a las masas de agua receptoras. Son aguas que han lavado las calles, los tejados, etc., y que transportan contaminantes de todo tipo.
- El segundo tipo de fenómeno de contaminación es el generado por las “descargas de los sistemas unitarios”, DSUs (CSO en la literatura anglosajona), con aguas que son mezcla de aguas pluviales contaminadas y aguas residuales urbanas de tiempo seco. En estas últimas redes hay que tener muy en cuenta el fenómeno de resuspensión de los depósitos de sedimentos y biopelículas existentes en la red,

resultado de la sedimentación de partículas y contaminación permitida por el régimen hidráulico existente durante el período seco como ya se ha comentado.

- El tercer problema de contaminación asociado a las aguas pluviales es el generado en las depuradoras. La punta de caudal y las fuertes oscilaciones de concentraciones que asume la red unitaria acaban llegando a la depuradora y, si supera su capacidad de tratamiento, también se produce un vertido en tal punto. Además, los procesos biológicos de depuración pueden quedar fuertemente alterados, provocando una bajada de rendimientos, que puede durar semanas, que acaba afectando finalmente a la calidad de las aguas en el medio receptor.

Los tres tipos de vertidos citados se diferencian en los volúmenes vertidos, en las concentraciones de contaminantes (medias y máximas), y en las fases y períodos de descarga.

El tipo de contaminación presente en los desbordamientos de los sistemas unitarios (DSU), o reboses de alcantarillados unitarios (RAU), está fuertemente determinada por las características de las aguas residuales urbanas de tiempo seco, de los usos que se realizan en la superficie de las cuencas urbanas que luego van a ser lavadas por las aguas de escorrentía, y principalmente, por el arrastre de materiales y fangos depositados en las conducciones durante períodos secos y, por lo tanto, del diseño y mantenimiento de la red. Los impactos de los DSU pueden ser muy negativos. Determinan una pérdida muy importante de la eficacia del sistema, cuyo fin es la protección del medio acuático receptor frente a todos los tipos de contaminación.

Los vertidos de arenas y sólidos suspendidos provocan incrementos en la turbidez del medio y el descenso en el nivel de penetración de la radiación solar en el medio, factor limitante en el crecimiento de la flora acuática. También pueden deteriorar el hábitat de peces y microvertebrados, destruyendo las zonas donde se produce el desove, reduciendo la capacidad de aireación y los niveles de oxígeno disuelto del agua (U.S.EPA, 1999).

Los sólidos de las aguas pluviales pueden llevar asociados otros contaminantes como materia orgánica (nutrientes, COT entre otros), metales pesados, hidrocarburos, etc. Los nutrientes, fósforo y nitrógeno principalmente, provienen de tierras fertilizadas y otras fuentes. Los nutrientes contribuyen a la mejora de la productividad de los terrenos pero pueden generar problemas de eutrofización del medio acuático.

Los metales pesados, los hidrocarburos y la sal pueden ejercer efectos crónicos o de toxicidad aguda sobre los ecosistemas acuáticos. El vertido de contaminación bacteriológica por las aguas pluviales puede generar riesgos para la salud. Todos estos impactos perturban los posibles usos de la masa de agua receptora y producen su deterioro ambiental.

El nivel de aproximación a utilizar en un estudio de caracterización de la contaminación aportada por las aguas escorrentía urbana o por los reboses de alcantarillado unitario será función de los problemas de impacto sobre el medio receptor. Es decir, será función de los objetivos de calidad del agua que se persigan, que, a su vez, quedarán condicionados por los recursos disponibles. En el texto *Design and construction of urban stormwater management systems*, ASCE 1993, se jerarquizan los estudios de caracterización de contaminantes en aguas pluviales en tres niveles:

### ***NIVEL 1. Cargas medias anuales aportadas por las aguas pluviales.***

En este nivel de aproximación se estiman las cargas totales de contaminación aportadas por las aguas de tormenta desde una cuenca urbana o un área urbana durante un año. Este tipo de información es útil cuando se estudian problemas de calidad de aguas a largo plazo, tales como problemas de eutrofización, cargas de tóxicos con efectos crónicos, sedimentación, etc. Son datos útiles para obtener un orden de magnitud, por ejemplo, entre la carga contaminante aportada anualmente por DSU o por escorrentía urbana y la aportada por la depuradora, etc.

Las cargas de contaminación se pueden expresar según la necesidad o el modelo que se utilice, como carga anual/área de un uso de suelo determinado y para un año típico ( $\text{kg/ha/año}$ ); carga anual/km de cuneta de un uso del suelo dado ( $\text{kg/(km}\cdot\text{año)}$ ); carga anual/volumen de tráfico ( $\text{kg/(vehículo}\cdot\text{año)}$ ); carga anual/volumen de escorrentía ( $\text{kg/(m}^3\cdot\text{año)}$ ); carga anual/altura de precipitación para un área específica ( $\text{kg/(mm}\cdot\text{año)}$ ), etc.

### ***NIVEL 2. Cargas asociadas a sucesos de lluvia:***

En este nivel de aproximación se estima la distribución de cargas asociadas a cada evento de lluvia a lo largo de un año e indica la variabilidad de la contaminación total movilizada o generada en cada suceso de tormenta. Este nivel de detalle puede ser necesario cuando se analizan sucesos o problemas transitorios de contaminación tales como problemas de oxígeno disuelto o problemas con concentraciones de indicadores de contaminación bacteriológica, etc.

La carga movilizada se expresa a través de valores medios referidos a cada suceso: carga movilizada/área neta, o hidrológicamente activa, ( $\text{kg/ha impermeable}$ ); carga/km de cuneta de un uso determinado ( $\text{kg/km cuneta}$ ); carga movilizada/volumen de escorrentía o concentración media de suceso ( $\text{kg/m}^3$  o habitualmente en  $\text{mg/L}$ ), etc.

### ***NIVEL 3. Variación de la carga durante un suceso de lluvia:***

Este nivel de aproximación describe la carga de un suceso de lluvia a lo largo del tiempo en cada suceso. Este nivel de aproximación permite estudiar el efecto de las diferentes fuentes de contaminación, de las variaciones en la intensidad de la lluvia o de la cantidad de contaminación existente en la cuenca para lavarse. Este tipo de estudios es adecuado para el diseño de estructuras de control y tratamiento reboses, y se trabaja habitualmente con la concentración del contaminante a lo largo del suceso.

Cada suceso de lluvia presenta una gran variación en cargas y concentraciones de contaminación. Para comprender un suceso de lluvia es necesario conocer las concentraciones instantáneas con respecto al tiempo así como los caudales y los flujos máxicos. De esta manera los polutogramas e hidrogramas asociados constituyen la herramienta de análisis a ser utilizada. La variabilidad y forma de los mismos es enorme, por lo que algunos autores proponen como aproximación trabajar con las concentraciones medias ponderadas con el caudal para obtener una **concentración media de suceso (CMS)**. Se define como el cociente entre la masa total de contaminante movilizada durante un suceso entre el volumen total de agua del mismo.

$$CMS = \frac{\text{Masa total de contaminante}}{\text{Volumen total de agua}} = \frac{\sum Q_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum Q_i \cdot \Delta t_i}$$

en donde:

$Q_i$ : caudal instantáneo

$C_i$ : concentración instantánea

$\Delta t_i$ : incremento de tiempo entre muestras

A medida que el concepto de gestión integrada del saneamiento ha ido arraigando entre consultores e investigadores, y debido a la necesidad de estos últimos de obtener más datos y de mejor calidad para formular modelos más precisos, los estudios han ampliado su espectro. Además de campañas de muestreo de la contaminación en toda la superficie de las cuencas, se han desarrollado de análisis de los sedimentos y flujos de escorrentía en los imbornales y pozos de registro, así como de los depósitos de sedimentos existentes en las redes de saneamiento, principalmente a partir de la década de los 90.

A la hora de estudiar las características de la contaminación de las aguas pluviales es necesario reconocer las diferentes fases que sufre el agua antes de llegar a los medios acuáticos receptores. Evidentemente los caminos que sigue el agua son diferentes en una red separativa y en una red unitaria y también son diferentes las fuentes de contaminación predominantes. La contaminación que se moviliza en una red separativa está más asociada a las cargas superficiales (calles, tejados, etc.) mientras que la contaminación que se moviliza en una red unitaria (que también incorpora las cargas de contaminación de la superficie) está más relacionada con los sedimentos acumulados durante los periodos de tiempo seco en los elementos de la red, fundamentalmente en las conducciones.

En este capítulo se presentarán algunos estudios relevantes sobre las características de los contaminantes encontrados en las superficies de las cuencas urbanas, en los flujos de tiempo seco asociados a las aguas residuales y en los sedimentos depositados en las conducciones de las redes de alcantarillado. Posteriormente se presentará una amplia revisión de las características de flujos de contaminación que circulan por las redes unitarias en tiempo de lluvia y de estudios realizados en España y en otros países.

### **3.2. LA CONTAMINACIÓN ORIGINADA EN LA SUPERFICIE DE LAS CUENCAS**

En general, las fuentes de contaminación pueden ser clasificadas en dos categorías: *fuentes puntuales* y *fuentes difusas*. Se habla de fuentes puntuales cuando la contaminación es aportada al medio a través de un colector o canal en un lugar concreto, son vertidos de fácil localización y su origen puede ser determinado relativamente bien. Las fuentes difusas, o no localizables, son aquellas cuya contaminación se origina, y se encuentra dispersa, en zonas muy extensas y su control es muy difícil, ya sea en su origen o en su acceso a los sistemas acuáticos.

Una fuente clara de aporte de contaminación a los sistemas acuáticos es la escorrentía superficial. La concentración de actividades en la cuenca genera deposición de materia orgánica, arenas, polvo, suciedad, nutrientes, metales pesados, tóxicos y contaminación

bacteriológica sobre las superficies de la misma. La escorrentía, generada a partir de los sucesos de lluvia, disuelve y arrastra estos materiales vertiéndolos en última instancia en el medio receptor. Evidentemente, como consecuencia de las diferentes actividades y usos que se realizan en ellas, una cuenca natural, una cuenca rural, una cuenca urbana o una cuenca industrial, tendrán aguas pluviales con muy diferentes tipos y cargas de contaminación.

La contaminación difusa se caracteriza por (Novotny, 1995):

- ✓ Las descargas acceden al medio receptor en forma de vertidos intermitentes, normalmente asociadas a sucesos meteorológicos.
- ✓ La contaminación se genera en un área extensa de suelo y se traslada por encima de éste antes de llegar al medio acuático o de infiltrarse en el terreno.
- ✓ Las fuentes difusas son muy difíciles de muestrear en origen. El muestreo puede realizarse en el suelo en lugar de en el flujo de agua.
- ✓ Las técnicas del tratamiento aplicadas para focos de contaminación puntuales no pueden aplicarse normalmente a fuentes difusas.
- ✓ Son vertidos con una alta variabilidad en concentraciones tanto en el tiempo, durante un mismo suceso, como de un suceso a otro. Las concentraciones medias pueden variar en una relación de 1 a 40 para un mismo parámetro y en una misma cuenca vertiente.
- ✓ Los contaminantes más importantes que se deben gestionar son los sólidos suspendidos, nutrientes y los compuestos tóxicos.
- ✓ Las materias en suspensión transportadas por las aguas pluviales son de naturaleza esencialmente mineral (su fracción orgánica suele ser del orden del 30%).

### **3.2.1. Fuentes de contaminación de las aguas de escorrentía urbana**

El primer intento serio de identificar las fuentes de contaminación de la escorrentía urbana fue en el trabajo de la *"American Public Works Association"* realizado en la ciudad de Chicago en el año 1969 (Sutherland y Jellen, 2003). El objetivo del estudio fue el de identificar y cuantificar las fuentes de contaminación de la escorrentía urbana. Concluyeron que las principales fuentes eran los sedimentos y materias acumuladas en la superficie de las calles, contaminantes de las zonas verdes, sustancias depositadas por el viento, las sustancias empleadas para derretir el hielo y los materiales procedentes de vehículos a motor. El estudio también indicaba que la fracción acumulada en las calles era la más importante en términos cuantitativos y, además, la más fácil de gestionar o reducir.

En 1972, el estudio de la EPA (la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU.) *"Water Pollution Aspects of Street Contaminants"* de Sartor y Boyd se convertirá en el marco de referencia de las investigaciones relacionadas con la contaminación de las aguas pluviales. En el estudio se tomaron muestras de la acumulación de sólidos totales en las calles de 8 ciudades estadounidenses, caracterizando sus propiedades físicas y químicas.

Además de la fracción depositada en las calles identificaron como fuentes las partículas depositadas por el viento, en concreto las fracciones más finas. Existe transporte eólico de partículas hacia zonas en las que condiciones hidrodinámicas facilitan su movilización durante los episodios de lluvia. Estas partículas provienen de emisiones atmosféricas industriales, obras, zonas abiertas y expuestas a la erosión, el tráfico de automóviles, etc. Una fracción son de naturaleza inorgánica no reactiva, por lo que sólo incrementan la turbidez y las cargas de sólidos movilizadas, sin embargo, otras sí que pueden interactuar elevando la demanda de oxígeno, incremento las cargas de nutrientes o de metales pesados, incrementando la toxicidad por los pesticidas, etc. Otras fuentes identificadas por el estudio de Sartor y Boyd fueron la vegetación, la escorrentía de zonas permeables y las deposiciones de pájaros y animales.

A continuación se elabora una revisión de las fuentes de contaminación de las aguas de escorrentía urbana en función de su origen.

### 3.2.1.1. Contaminación atmosférica

Los contaminantes presentes en la atmósfera, de una forma u otra, son atrapados por la lluvia a su caída y transportados por la escorrentía por las superficies impermeables. En la tabla siguiente se recoge, como ejemplo, la variabilidad de la calidad del agua de lluvia en función del uso del área donde se recoge.

**Tabla 3-1. Contaminación del agua de lluvia (Thomas y Greener, 1993).**

PARÁMETRO	ZONA RURAL	ZONA URBANA	ZONA INDUSTRIAL
pH	6.90	6.80	6.70
Conductividad ( $\mu S/cm$ )	25.0	30.0	20.0
Turbidez (NTU)	0.20	0.20	0.80
SS (mg/L)	2.00	3.00	6.00
C.F. (UFC/100 mL)	0.00	0.00	0.00
Nitratos (mg/L)	0.23	0.21	0.05
Zinc (mg/L)	0.00	0.00	0.50
Plomo (mg/L)	0.00	0.00	0.00

El empleo del plomo en el combustible de los automóviles puede ocasionar que en el agua de lluvia de las ciudades se alcancen concentraciones de aproximadamente 1 mg Pb/m<sup>3</sup>. Este valor puede estar actualmente sobrestimado ya que las normativas ambientales vigentes han conseguido la reducción de las emisiones de este compuesto.

En la tabla siguiente se recogen valores medios de los contaminantes más importantes hallados en la campaña del NURP ("Nationwide Urban Runoff Program").



**Tabla 3-2. Media anual de contaminación atmosférica depositada en Washington en kg/(ha·año) (NURP, 1983).**

PARÁMETRO	ZONA RURAL	ZONA URBANA	ZONA INDUSTRIAL
ST	110.88	173.60	274.40
DQO	222.88	148.96	235.20
NTK	22.29	14.34	19.04
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (nitratos)	10.53	6.27	7.62
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (amonio)	6.16	1.23	1.12
NTK	11.76	8.06	11.42
P total	0.795	0.560	0.941
Orto-P	0.314	0.291	0.392
Cd	--	0.101	0.003
Cu	--	0.235	0.683
Pb	0.067	0.493	0.594
Fe	--	1.758	6.272
Zn	0.750	1.512	0.728

### 3.2.1.2. Contaminación presente en la superficie de la cuenca

#### i. Residuos animales:

Todos los animales que viven en los centros urbanos, de una u otra manera, generan residuos que, por lo general, se depositan en las calles, plazas, y aceras. Al llover, las superficies son lavadas y la escorrentía arrastra estos residuos, transportándolos al sistema de drenaje. Los residuos de animales aportan bacterias, virus, y gran cantidad de nutrientes a las aguas de escorrentía urbana. Los microorganismos pueden incluir patógenos causantes enfermedades antrópicas. Según el NURP (EPA, 1983), las aguas de escorrentía urbana contienen entre 10<sup>4</sup> y 10<sup>5</sup> UFC/100 mL.

#### ii. Basura y residuos:

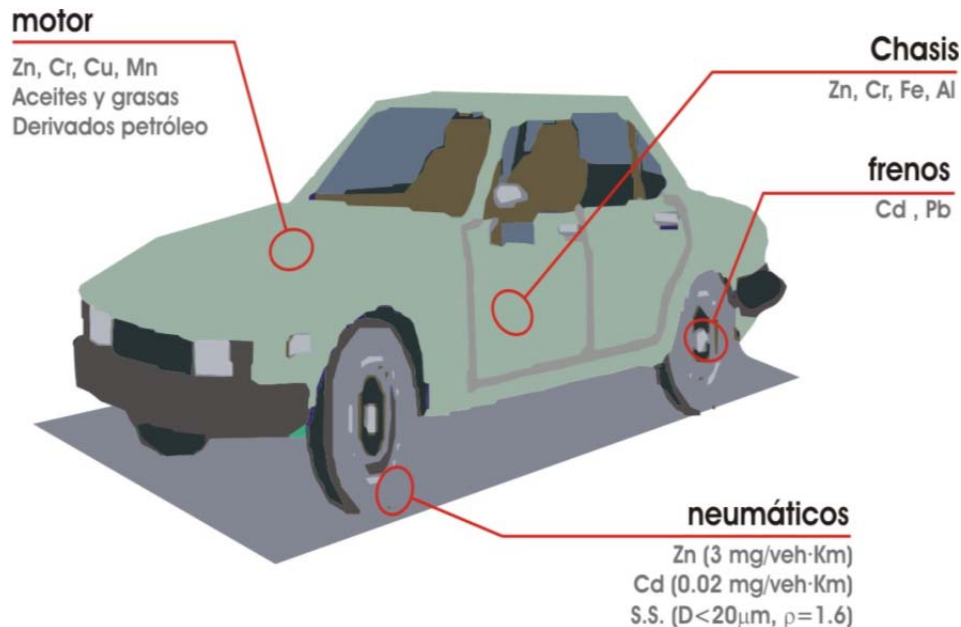
Las zonas urbanas se caracterizan por ser fuentes de producción a gran escala de residuos sólidos. Las actividades diarias de las ciudades ocasionan el depósito sobre las superficies de las calles de materiales como papeles, cartones, residuos textiles, madera, goma, residuos vegetales, hojas, colillas, botellas y vidrios rotos, latas, plásticos, y polvo en general. Una vez depositados, por un proceso de degradación física y/o química, dichos residuos se disgregan y su transporte por las aguas de escorrentía se ve facilitado.

#### iii. Tráfico rodado:

El plomo y el zinc son los metales pesados más abundantes en las aguas de escorrentía urbana. Christensen, en 1979, demostró que el zinc presente en los neumáticos de los vehículos es una significativa fuente de este metal en la escorrentía urbana (Christensen y Guinn, 1979). Otras fuentes menos importantes son el desgaste de frenos y las emisiones de los motores. El plomo se asocia principalmente a las emisiones de los vehículos y está fuertemente vinculado a las partículas finas. Otras fuentes de contaminación debidas al tráfico son el goteo y fugas de aceites y lubricantes, y del uso y deterioro de los vehículos

pueden generarse también residuos de plástico y vidrio. Otros metales como el hierro, el bario o el cesio están asociados también a las partículas de desgaste de frenos. Hontoria (1985) indica que en zonas habituales de frenada, como un semáforo, la concentración de zinc es hasta 9 veces superior a lo normal.

En la figura siguiente se presentan los compuestos generados por el tráfico rodado en función de su origen.



**Figura 3-1. Contaminación generada por el tráfico rodado (datos de Sansalone y Buchberger, 1997).**

*iv. Erosión de los pavimentos:*

Los pavimentos son fuente de materiales que desde el punto de vista de la escorrentía son contaminantes. Algunas de las partículas que tienen su origen en los pavimentos son agregados de varios materiales. El mayor o menor aporte de carga contaminantes depende de factores tales como la edad y estado de conservación de los pavimentos, las condiciones climáticas locales o el derrame de disolventes.

*v. Desgaste de fachadas y corrosión de cubiertas y tejados:*

La acción erosiva de los agentes atmosféricos provoca el deterioro de fachadas y tejados. Las partículas que se desprenden pueden ser arrastradas por la escorrentía, preferentemente en disolución. En la tabla siguiente se presentan los valores de cobre, plomo y zinc encontrados en la escorrentía de tejados de tres cuencas de Winsconsin (EE.UU).

*vi. Actividades agrícolas y de jardinería:*

En el cinturón que rodea las ciudades es posible observar terrenos dedicados a prácticas agrícolas y pecuarias. Por otra parte, los jardines y parques de nuestras ciudades representan actividades agrícolas dentro de los núcleos urbanos. En dichos terrenos se utilizan fertilizantes, pesticidas y herbicidas que también pueden ser lavados por la escorrentía en episodios de lluvia.

**Tabla 3-3. Características de la escorrentía de techos en Winsconsin, EE.UU. (Schueler, 2000).**

USO	<i>P<sub>total</sub></i> (mg/L)	<i>ST</i> (mg/L)	<i>E. Coli</i> (UFC/ 100 mL)	<i>Zn</i> (µg/L)	<i>Pb</i> (µg/L)	<i>Cu</i> (µg/L)
<i>Residencial</i>	0.15	27	290	149	21	15
<i>Comercial</i>	0.20	15	1117	330	9	9
<i>Industrial</i>	0.11	41	144	1155	8	6

*vii. Uso de sal para el deshielo:*

El deshielo de la nieve es un mecanismo adicional que genera aguas de escorrentía. A pesar de que los caudales que se generan de este fenómeno son bajos, estos permanecen en el tiempo durante varios días y eliminan una fracción significativa de los contaminantes depositados en las superficies. Los principales contaminantes que pueden acompañar a la nieve son los cloruros y el plomo. En las calles y carreteras se pueden alcanzar concentraciones superiores a 20.000 mg/L de cloruros, siendo su rango común entre 1.000 y 10.000 mg/L. Adicionalmente, en la nieve, las concentraciones de plomo oscilan entre 1 a 10 mg/L, y alcanzan valores extremos de 100 mg/L; proceden del combustible de los vehículos. En general el problema de la contaminación por nieve está asociado a la presencia de sólidos en suspensión.

*viii. Superficies no protegidas:*

En muchas zonas urbanas existen terrenos en donde no existe edificación alguna o simplemente se encuentran abandonados o en espera de una nueva edificación. Por lo general, estos suelos están más expuestos a procesos de erosión por el viento o lluvia. Las partículas erosionadas pueden ser arrastradas a zonas hidrológicamente activas durante los sucesos de tormenta y contribuir a la contaminación de las aguas de escorrentía urbana.

*ix. Terrenos con obras:*

La cantidad de sedimentos en los vertidos de aguas pluviales que proceden de zonas con terrenos en construcción pueden variar considerablemente. Estudios recientes han demostrado que en dichas zonas las cargas de sedimentos pueden ser del orden de 85 a 110 t/(ha·año). Los sedimentos en las aguas de escorrentía de terrenos en obras de edificación son generalmente de 10 a 20 veces de aquellos que se generan en terrenos agrícolas, y de 1000 a 2000 veces aquellos que ocurren en zonas forestales. En un período de tiempo pequeño estos terrenos pueden contribuir con más sedimentos a los medios receptores que los que normalmente ocurrirían en varias décadas (ASCE, 1993). El polvo generado en estos terrenos por lo general suele estar acompañado de aceites y lubricantes de la maquinaria utilizada en la construcción; también pueden estar presentes residuos de la corrosión de materiales y lixiviados de la basura.

Para finalizar este apartado relativo a las distintas fuentes de contaminación superficial de la escorrentía urbana, se presentan en la tabla siguiente un resumen de las mismas.

**Tabla 3-4. Fuentes de contaminación difusa en las aguas escorrentía urbana (Adaptada de Whipple et al. 1993, citados en Cagiao, 2002).**

CONTAMINANTE	CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA	EROSIÓN DEL SUELO	VEHÍCULOS		PRODUCTOS INDUSTRIALES	COMBUSTIBLES FÓSILES	QUÍMICOS USADOS EN JARDINES	AVES Y MASCOTAS
			DETERIORO DE VEHÍCULOS Y RODADURA	EMISIONES GASEOSAS DE VEHÍCULOS				
Sólidos en suspensión	S	P	P			S		
Materia orgánica		P	P	S				P
<b>Nutrientes</b>								
Nitrógeno	S	S		P		P	P	M
Fósforo		P		S			P	M
Hidrocarburos			P	P	P			
Bacterias y virus								P
<b>Metales pesados</b>								
Fe		P						
Mn		P						
Zn		S	P		S		S	
Pb	S			P	S			
Cu			P		P			
Cr			P		P			
Ni			S		P			
Cd			S		P	P		
Sulfuro	S			S		P		P
<b>Ácidos</b>								
Ácido Nítrico	S			P		P		
Ácido Sulfúrico	S							
Pesticidas, insecticidas, herbicidas							P	

P: Fuente principal. S: Fuente secundaria.

### 3.2.2. Características de la contaminación presente en la superficie de las cuencas

A continuación se presentarán las principales características de los contaminantes depositados en la superficie de las cuencas urbanas. En este apartado se presentarán los resultados de aquellos estudios centrados en el análisis de los materiales presentes en diferentes zonas que pueden presentarse en las cuencas: cunetas, calzadas, tejados, parques, etc.

Como ya se ha indicado el trabajo de Sartor y Boyd de 1972 puede considerarse como el punto de partida de las investigaciones relacionadas con la contaminación de las aguas pluviales. En el estudio se tomaron muestras de la acumulación de sólidos totales en las calles de 8 ciudades estadounidenses, caracterizando sus propiedades físicas y químicas. Las conclusiones más importantes relativas a las características de los sedimentos acumulados en calles fueron las siguientes:

- Los sedimentos están fuertemente contaminados con sustancias que aparecen en la escorrentía urbana.
- Los sedimentos se pueden considerar como la fuente principal de contaminación de las aguas de escorrentía en los entornos urbanos.
- Su componente principal es inorgánica, con características similares a las arenas y limos.
- La mayor parte de los contaminantes están asociados con las fracciones más finas. Aunque la proporción de materiales inferiores a 43 micras supone un porcentaje muy pequeño de toda la masa movilizada, como puede apreciarse en la tabla siguiente, contienen alrededor del 50% de metales.
- Los contaminantes no se distribuyen uniformemente a lo largo de las calles, sino que tienden a concentrarse en zonas determinadas. Debido a las turbulencias generadas por el viento y las inducidas por el tráfico conducen las partículas a ciertas zonas con baja circulación. La influencia de las cunetas o medianas, o la de los coches estacionados provoca concentraciones de polvo y suciedad en estas zonas.

**Tabla 3-5. Distribución del tamaño de partículas en las cunetas de las calles (Sartor y Boyd, 1972).**

<b>TAMAÑO DE LAS PARTÍCULAS</b> ( $\mu m$ )	<b>&gt;2000</b>	<b>840 - 2000</b>	<b>246 - 840</b>	<b>104 - 246</b>	<b>43 - 104</b>	<b>&lt;43</b>
<b>% ACUMULADO</b>	8.00	20	30	20	16	6

Otro estudio importante fue el desarrollado por Pitt y Ammy en 1973, titulado “*Analysis of Street Surface Contaminants*”. El trabajo, realizado en cuatro ciudades estadounidenses, analizaba la toxicidad de los sedimentos acumulados en las calles, identificando al Pb, Zn, Cu, Ni, Cr, Sr y titanio como los elementos metálicos más importantes (Sutherland y Jellen, 2003). Los autores concluyeron que la solubilidad de los metales pesados es muy baja, por debajo de un 10% de la carga total, estando además presentes en un 50% en la fracción inferior a las 495 micras. Otros estudios más recientes confirman esta tendencia (Tanizaki et al., 1992; Willianson, 1985; citados en Cagiao, 2002).

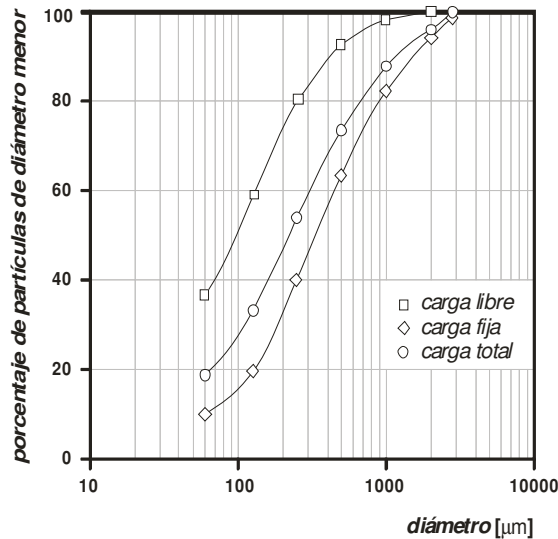
Mence y Harman, citados en Ackers et al. (1996), en un estudio en el Reino Unido caracterizaron la acumulación de los sólidos depositados en los tejados, en calles y la fracción debida a la acción del viento. Como se puede apreciar en la tabla siguiente, a la fracción depositada en calles y zonas pavimentadas es la más importante.

**Tabla 3-6. Acumulación de sólidos en las varias cuencas urbanas según el origen (Mence y Harman 1978, citados en Ackers et al., 1996).**

<b>FUENTE</b>	<b>CALLES Y ZONAS PAVIMENTADAS</b>	<b>TEJADOS</b>	<b>DEPOSICIÓN AÉREA</b>
<b>SS ACUMULADOS</b> ( $mg/(m^2 \cdot día)$ )	149	17	26

Azafrá y Temprano (2005) realizaron un estudio sobre las características de los sedimentos acumulados en la calzada de un boulevard residencial de baja-media densidad situado en la ciudad cántabra de Torrelavega. Las muestras de sedimentos se extrajeron mediante un aspirador de 1.5 kW de potencia, distinguiendo entre dos tipos de muestras: la carga libre,

aspirada directamente, y la carga fija, aspirada después de la carga libre barriendo previamente el asfalto con un cepillo de fibras. En la figura siguiente se presenta la distribución granulométrica media de las partículas depositadas en la superficie de la calzada. Se puede observar como el 80% de la carga libre es inferior al milímetro, y aproximadamente el 10% es inferior a 63 micras. La carga fija es mucho más fina, siendo el 40% inferior a las 63 micras.



**Figura 3-2. Granulometría media de los sedimentos depositados en la calzada del Bulevar Ronda Rufino Peón, Torrelavega (Azaña y Temprano, 2005).**

Como se reflejaba en el trabajo de Sartor y Boyd, se puede modelizar el comportamiento de los contaminantes presentes en las cuencas a partir de uno o varios contaminantes que se emplean como vector del resto de indicadores de contaminación. Normalmente se asocia a la movilización de los sedimentos la del resto de contaminantes mediante unos factores de proporcionalidad con las fracciones de sólidos disueltos o suspendidos, en función de la naturaleza del contaminante. Los estudios de campo han demostrado que es una buena aproximación, especialmente para los contaminantes que tienen una afinidad iónica con las partículas de suelo arcilloso.

**Tabla 3-7. Contaminación asociada con polvo y suciedad en varias cuencas (Novotny y Chesters, 1981).**

CONTAMINANTE	Referencia	USO			
		Residencial	Industrial	Comercial	Autopistas
DBO <sub>5</sub> (mg/g)	Sartoret al. (1974)	9.19	7.5	8.33	2.3
DQO (mg/g)	Sartoret al. (1974)	20.82	35.71	19.44	54
Sólidos volátiles (mg/g)	Sartoret al. (1974)	71.67	53.57	77	51
NTK (mg/g)	Sartoret al. (1974)	1.666	1.392	1.111	0.156
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/g)	Sartoret al. (1974)	0.916	1.214	0.833	0.61
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/g)	Amy, et al. (1975)	0.05	0.064	0.5	0.079
Pb (mg/g)	Amy, et al. (1975)	1.468	1.339	3.924	12
Cr (mg/g)	Amy, et al. (1975)	0.186	0.208	0.241	0.08
Cu (mg/g)	Amy, et al. (1975)	0.095	0.055	0.126	0.12
Ni (mg/g)	Amy, et al. (1975)	0.022	0.059	0.059	0.19
Zn (mg/g)	Amy, et al. (1975)	0.397	0.283	0.506	1.5
CT (UFC/100 mL)	Sartoret al. (1974)	160	82	110	-
CF (UFC/100 mL)	Sartoret al. (1974)	16	4	5.9	925

Cano y Tejero (1996) evaluaron la contaminación recogida por una máquina de limpieza en la ciudad de Santander a lo largo de su circuito habitual de limpieza por diversos usos de suelo urbano. En la tabla siguiente se recogen los valores medios de la contaminación eliminada por la barredora de calles, que en general, son muy parecidos a los que se presentan en la tabla anterior.

**Tabla 3-8. Fracciones de diferentes contaminantes presentes en el polvo y suciedad acumulados en una cuenca urbana de Santander (Cano y Tejero, 1996).**

CONTAMINANTE	MEDIA	RANGO DE VARIACIÓN
Polvo y suciedad (kg/km cuneta/día)	35	25-42
DBO <sub>5</sub> (mg/g)	3.32	--
DQO (mg/g)	50.06	45.92 – 54.55
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/g)	0.003	0.001 – 0.006
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/g)	0.005	0.0049 – 0.0052
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/g)	0.0009	0.0002 – 0.0013
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/g)	0.083	0.060 – 0.115
CT (UFC/gramo)	2.5·10 <sup>6</sup>	--

Algunos estudios también indican que los coeficientes de proporcionalidad varían con el tamaño de los sedimentos. En la tabla siguiente se presentan las proporciones, encontradas en los sólidos totales, de cinco contaminantes en varias cuencas urbanas de la ciudad de Portland (Sutherland y Jelen, 1998).

**Tabla 3-9. Proporciones de contaminantes encontrados en los ST de áreas pavimentadas (Sutherland y Jelen, 1998).**

USO DE LA SUPERFICIE	TAMAÑO DE LAS PARTÍCULAS (μm)	PROPORCIÓN DEL CONTAMINANTE (mg/Kg)				
		DQO	NTK	P total	Pb	Zn
<b>Comercial</b>	<63	58600	969	22	635	365
	63-250	43200	541	41	760	317
	>250	47000	1153	11	286	278
<b>Industrial</b>	<63	57800	1589	46	153	174
	63-250	52400	748	47	136	152
	>250	45700	620	7	63	122
<b>Residencial</b>	<63	64800	1600	39	207	315
	63-250	48900	1120	41	345	195
	>250	45100	656	13	134	130

Como se puede apreciar en la tabla anterior, la concentración de algunos contaminantes disminuye a medida que el tamaño de las partículas aumenta. Azafrá y Temprano (2005), indican que la fracción inferior a las 63 micras presenta las mayores concentraciones para todos los metales excepto para el cobre, donde la máxima concentración se obtiene en las partículas de 250 micras. Este comportamiento concuerda con otros trabajos como el realizado por Ellis y Revitt en 1982. El zinc es el único metal en el que la concentración disminuye constantemente con el tamaño de las partículas. Para los demás metales la concentración tiende a aumentar en la fracción comprendida entre las 250 y las 500 micras, volviendo a disminuir de forma constante con el tamaño de las partículas.



**Tabla 3-10. Contenido medio de metales (mg/kg de materia seca) en la calzada del Bulevar Ronda Rufino Peón, Torrelavega (Azaña y Temprano, 2005).**

METAL	FRACCIÓN GRANULOMÉTRICA ( $\mu\text{m}$ )						
	<63	63-125	125-250	250-500	500-1000	1000-2000	>2000
<b>Pb</b>	350	280	273	147	210	154	117
<b>Zn</b>	630	399	309	268	139	83	34
<b>Fe</b>	3231	2297	2261	2905	2040	1370	752
<b>Mn</b>	374	285	285	292	170	100	33
<b>Cu</b>	124	91	104	141	47	51	24
<b>Cr</b>	57	39	25	31	24	17	11
<b>Ni</b>	56	28	20	25	14	11	9
<b>Cd</b>	38	23	19	22	11	8	4
<b>Co</b>	51	31	26	33	20	14	5

A continuación se recoge una tabla con los valores de las cargas de contaminación anual movilizadas por las aguas de escorrentía urbana. Se puede observar la dependencia de las cargas anuales con el uso de la cuenca: a medida que el grado de impermeabilización y la intensidad de tráfico aumenta la contaminación presente en la escorrentía es mayor.

**Tabla 3-11. Cargas de contaminación en la escorrentía superficial urbana (Burton y Pitt, 2002).**

CONTAMINANTE	USO DEL SUELO ( $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{año})$ )								
	Comercial	Centro comercial	Aparcamientos	Residencial (Densidad)			Autopistas	Industrial	Parques
				Alta	Media <sup>1</sup>	Baja			
<b>Sólidos Totales</b>	2100	720	1300	670	450	65	1700	670	N/D
<b>SST</b>	1000	440	400	420	250	10	800	500	3
<b>P total</b>	1.5	0.5	0.7	1	0.3	0	0.9	1.3	0.03
<b>NTK</b>	6.7	3.1	5.1	4.2	2.5	0.3	7.9	3.4	N/D
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	1.9	0.5	2	0.8	0.5	0	1.5	0.2	1.5
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	3.1	0.5	2.9	2	1.4	0.1	4.2	1.3	N/D
<b>DBO<sub>5</sub></b>	62	N/D	47	27	13	1	N/D	N/D	N/D
<b>DQO</b>	420	N/D	270	170	50	7	N/D	200	N/D
<b>Pb</b>	2.7	1.1	0.8	0.8	0.1	0	4.5	0.2	2
<b>Zn</b>	2.1	0.6	0.8	0.7	0.1	0	2.1	0.4	0
<b>Cr</b>	0.15	0.04	N/D	N/D	0	0	0.06	0.6	N/D
<b>Cd</b>	0.03	0.01	0.01	0	0	0	0.02	0	N/D
<b>As</b>	0.02	0.02	N/D	N/D	0	0	0.02	0	N/D

<sup>1</sup>. Las cuencas monitorizadas estaban drenadas por canales de césped (swales).

### 3.3. LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LOS CAUDALES DE TIEMPO SECO DE LAS AGUAS RESIDUALES

#### 3.3.1. Introducción

La contaminación de las aguas residuales urbanas procede, fundamentalmente, de las aguas residuales domésticas y de las aguas residuales industriales.

Los excrementos humanos son responsables de una gran parte de la contaminación de las aguas residuales urbanas. Los adultos producen del orden de 200 - 300 g de heces al día y



del orden de 1 - 3 kg de orina al día. Las heces representan del orden de 25-30 g/(hab·día) de DBO<sub>5</sub> y la orina del orden de 10 g de DBO<sub>5</sub>/(hab·día), que representan el 60% de los compuestos orgánicos que aparecen en las aguas residuales. También los excrementos son una fuente importante de nutrientes. El 94% del nitrógeno orgánico del agua residual procede de ellos. De ese porcentaje el 50% proviene de la orina (urea), que rápidamente se convierte por vía aerobia o anaerobia en nitrógeno amoniacal. Como ya se ha dicho anteriormente, aproximadamente el 50% del agua residual procede de origen humano.

A las redes de alcantarillado unitario puede que también se viertan lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos (RSU) u otros flujos con contaminación, aunque suelen ser minoritarios.

### 3.3.2. Cargas de contaminación en las aguas residuales

Cuando la contaminación que circula por la red de alcantarillado procede de industrias o granjas, u otro tipo de origen diferente al doméstico, entonces las dotaciones de contaminación comentadas anteriormente pueden resultar inaplicables. Para poder trabajar con unidades homogéneas a la hora de estimar cargas de contaminación se ha establecido el concepto de *habitante-equivalente* (h-e).

La Directiva 91/271/CEE de 21 de mayo de 1991, sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas, define que 1 habitante-equivalente (1 h-e) aporta “una carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de 5 días (DBO<sub>5</sub>) de 60 g de oxígeno por día”.

A partir de este tipo de equivalencia es posible expresar la contaminación de una industria, una ciudad, una granja, etc., para un contaminante dado, como si hubiera sido producida por población humana. Por ejemplo, si una persona o habitante produce una contaminación en DBO<sub>5</sub> de 60 g/d, una industria que vierte diariamente 60 kg de DBO<sub>5</sub>, equivaldrá a una población de 100 h-e. Los kilos/día que vierte una determinada actividad se calculan multiplicando los caudales por las concentraciones. En este sentido se hablará de habitantes-equivalentes que trata una determinada EDAR.

En el caso de aguas residuales pecuarias, una vaca equivale a 10 h-e, o un cerdo equivale a 3 h-e, en ambos casos sobre la base de DBO<sub>5</sub>. Otra forma de expresar las cargas de contaminación que generan los animales es como gramos de contaminante por cabeza por día (g DBO<sub>5</sub>/(cabeza·día)).

En la industria también es normal hablar de carga de contaminante por unidad de producción o de carga por unidad de superficie (g/d/ha).

Para estimar la concentración de los principales componentes de las aguas residuales urbanas se suele utilizar una dotación de contaminante. Las unidades de estas dotaciones son gramos por habitante y día (g/hab·d) de contaminante.

En aguas residuales urbanas, sin una gran incidencia industrial, se pueden adoptar las siguientes dotaciones de contaminación de DBO<sub>5</sub> y SS expresadas en g/(hab·día):

**Tabla 3-12. Aporte de DBO<sub>5</sub> y SS según el tipo de red y de población.**

TIPO DE RED		DBO <sub>5</sub>	SS
RED SEPARATIVA	Zona residencial	50	50
	Núcleo de población	60	75
RED UNITARIA	Núcleo de población	75	90

La tabla anterior relaciona el aporte de contaminación con el tipo de alcantarillado y de población. Se deduce de la tabla que una zona residencial generará aguas residuales poco cargadas, ya que se consume más agua y se aporta menos contaminación.

No siempre se relaciona la contaminación doméstica con el tipo de red de saneamiento o el tamaño o tipo de población. Sin embargo, en la literatura se pueden encontrar referencias que permiten, por ejemplo, diferenciar el aporte de sólidos orgánicos e inorgánicos. Es el caso de las siguientes referencias que se presentan a continuación:

**Tabla 3-13. Aporte diario per cápita de algunos contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas (g/(hab·día)) (Dewisme, 1982).**

ESTADO DE LOS SÓLIDOS	Inorgánicos	Orgánicos	Totales	DBO <sub>5</sub>		Nitrógeno amoniacal	NTK	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
				Imhoff	Fair-Geyer			
En suspensión	25	65	90	42	41	---	---	---
Sedimentables	15	39	54	19	16	---	---	---
No sedimentables	10	26	36	23	25	---	---	---
Disueltos	80	80	160	12	16	---	---	---
Totales	105	145	250	54	57	3 - 10	6.5 - 13	7 - 11

A continuación se presentan en forma de tablas la composición o concentración de las aguas residuales urbanas.

**Tabla 3-14. Composición típica de agua residual doméstica bruta (Metcalf-Eddy, 1991).**

PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN	CONCENTRACIÓN		
	FUERTE	MEDIA	DÉBIL
SÓLIDOS TOTALES (mg/L)	1200	720	350
Disueltos (SD) (mg/L)	850	500	250
SD fijos (SDF) (mg/L)	525	300	145
SD volátiles (SDV) (mg/L)	325	200	105
En Suspensión (SS) (mg/L)	350	220	100
SS fijos SSF (mg/L)	75	55	20
SS volátiles SSV (mg/L)	275	165	80
SÓLIDOS SEDIMENTABLES (mL/L)	20	10	5
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	400	220	110
COT (mg/L)	290	160	80
DQO (mg/L)	1000	500	250
NITRÓGENO (total como N) (mg/L)	85	40	20
Orgánico (mg/L)	35	15	8
Amoniacal libre (mg/L)	50	25	12
Nitritos (mg/L)	0	0	0
Nitratos (mg/L)	0	0	0
FÓSFORO (total como P) (mg/L)	15	8	4
Orgánico (mg/L)	5	3	1
Inorgánico (mg/L)	10	5	3
CLORUROS (mg/L)	100	50	30
ALCALINIDAD (como CO <sub>3</sub> Ca) (mg/L)	200	100	50
GRASA (mg/L)	150	100	50

Las organizaciones americanas ("Water Environment Federation", WEF, y "American Society of Civil Engineering", ASCE) dan la siguiente tabla de composición media de las aguas residuales domésticas:

**Tabla 3-15. Características de las aguas residuales domésticas (ASCE, 1993).**

CONTAMINANTE	CONCENTRACIÓN (mg/L)		
	Soluble	Suspensión	Total
<b>Sólidos en suspensión:</b>			
SSV			190
SSF			50
SST			240
DBO <sub>5</sub>	65	135	200
DQO	130	260	400
Nitrógeno total	20	10	30
Fósforo total	5	2	7

Pueden encontrarse valores muy altos:

- ✓ En lugares con escasa aportación de agua potable o con limitación de aparatos sanitarios.
- ✓ En ciudades con industria agroalimentaria importante.

Se encuentran valores bajos:

- ✓ En ciudades con red de saneamiento en mal estado, ya que puede drenar el terreno.
- ✓ En ciudades con industrias poco contaminantes, especialmente si vierten aguas de refrigeración.

Por último, en la tabla siguiente se presentan los valores típicos de metales pesados en un agua residual urbana.

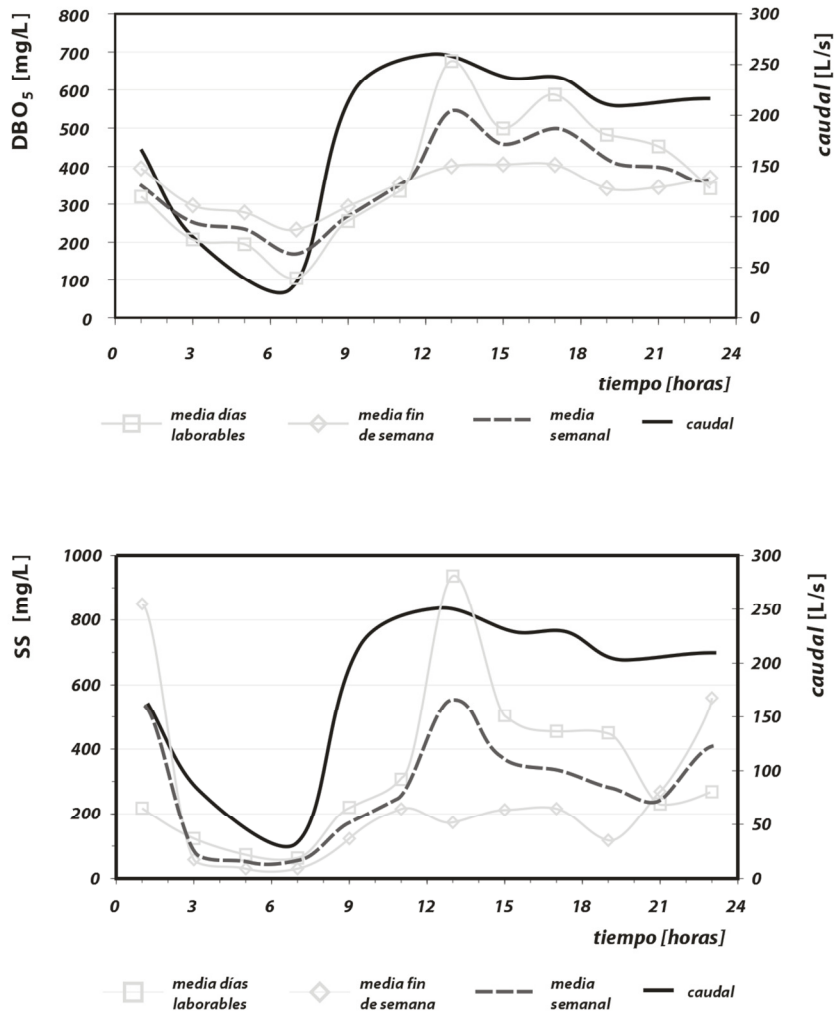
**Tabla 3-16. Contenido en metales típico de aguas residuales domésticas (Henze et al., 1995).**

PARÁMETROS (μg/L)	TIPO DE AGUA RESIDUAL			
	Concentrada	Moderada	Diluida	Muy diluida
Aluminio	1000	650	400	250
Arsénico	5	3	2	1
Cadmio	4	2	2	1
Cromo	40	25	15	10
Cobalto	2	1	1	0.5
Cobre	100	70	40	30
Hierro	1500	1000	600	400
Plomo	80	65	30	25
Manganeso	150	100	60	40
Mercurio	3	2	1	1
Niquel	40	25	15	10
Plata	10	7	4	3
Zinc	300	200	130	80

### 3.3.3. Variación temporal de la contaminación de las aguas residuales

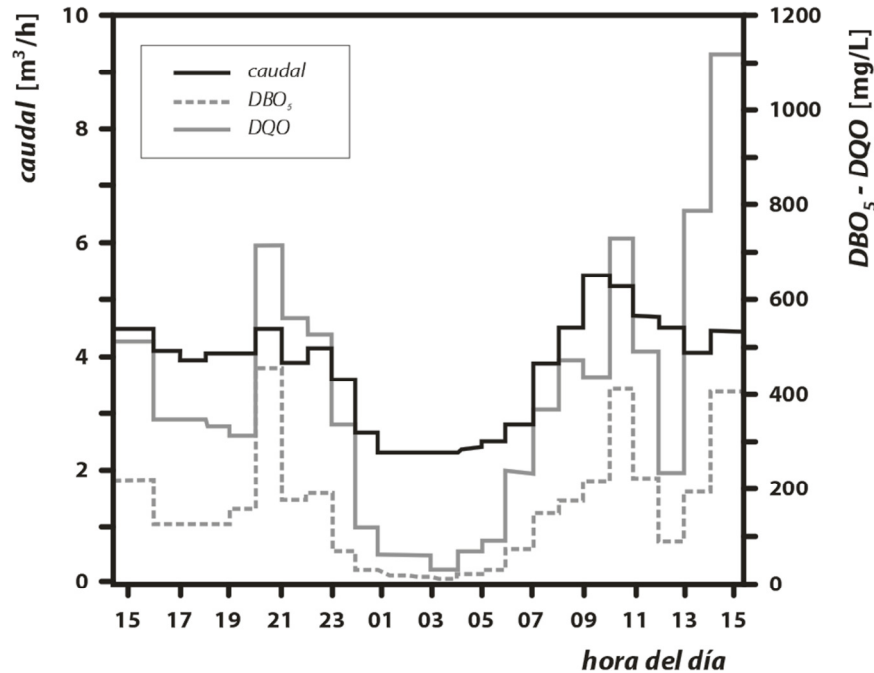
A partir de los valores de cargas por habitante y día de diferentes contaminantes presentados anteriormente es posible calcular, junto con los valores de dotaciones de abastecimiento por habitante y día, las concentraciones medias de los mismos. Sin embargo, a lo largo del día, al igual que lo hacen los caudales, las concentraciones de contaminantes de un agua residual urbana varían. Siguen una curva similar a la que describe la variación de caudales, con puntas casi simultáneas. Son habituales, por ejemplo, coeficientes punta de valor 1.5 en las concentraciones de  $\text{DBO}_5$ .

A continuación se presenta la evolución de caudales y de concentraciones de contaminación en la cuenca Triana-Los Remedios de Sevilla. La cuenca tiene un uso específicamente residencial, con una población equivalente de unos 18.000 habitantes, y una extensión de 140 ha, de las cuales aproximadamente el 90% son impermeables (M.M.A., 2002).



**Figura 3-3. Patrón de variación diario de la  $\text{DBO}_5$  (arriba) y los SS (abajo) en las aguas residuales urbanas de la cuenca de Triana, Sevilla (M.M.A., 2002).**

En pequeños núcleos se producen grandes variaciones tanto de caudal como de carga de contaminación, tal como se aprecia en la figura siguiente:



**Figura 3-4. Variación simultánea de DQO, DBO y caudal durante las 24 horas de 1 día en una población de 500 habitantes (Collado, 1992).**

El análisis de este tipo de curvas de variación de contaminación a lo largo del día permite detectar la posible presencia de vertidos industriales con alta carga. Se pueden detectar ciclos productivos analizando las variaciones día – noche, o las variaciones entre días laborables y días festivos.

Este tipo de estudios también permite detectar posibles problemas en los rendimientos de procesos biológicos con bajos tiempos de retención, por ejemplo los de alta carga, que si se han diseñado para valores medios de DBO<sub>5</sub>, puede que en determinadas horas del día no alcancen los rendimientos esperados.

A la hora de realizar el balance de masas movilizadas durante los episodios de lluvia este tipo de curvas son fundamentales para discernir qué contaminación procede de las aguas residuales de tiempo seco y cual de fenómenos asociados al suceso de lluvia (contaminación de superficie de cuenca o contaminación resuspendida de las conducciones).

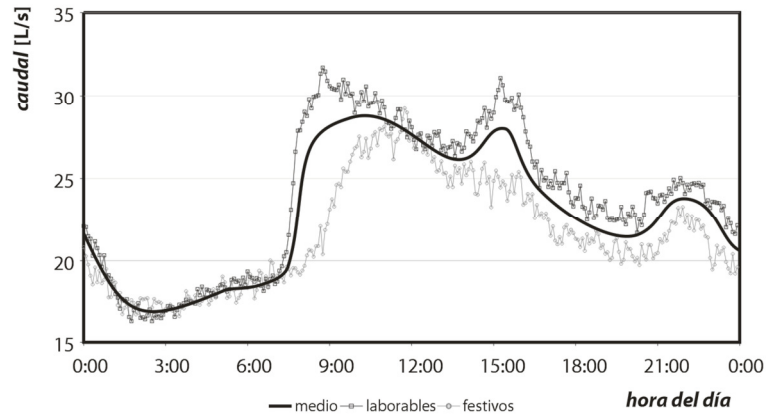
A continuación se presentan los valores de caudales y diferentes contaminantes en tiempo en la subcuenca de saneamiento denominado "Cancelón" en Santiago de Compostela. Esta cuenca unitaria posee 80 ha de superficie total de tipo mixto, con zonas rurales y zonas más urbanas, y una superficie impermeable de aproximadamente un 56% (Beneyto, 2004).

La campaña de caracterización de tiempo seco se realizó durante la semana del 8 al 14 de Abril de 2002. En esta campaña se midieron los caudales y los contaminantes más representativos que aparecen en las aguas residuales urbanas. En la tabla siguiente se presenta un resumen de los parámetros hidráulicos y de contaminación obtenidos.

**Tabla 3-17. Resumen de los parámetros hidráulicos y de contaminación característicos de la cuenca “Cancelón”, Santiago de Compostela (Beneyto, 2004).**

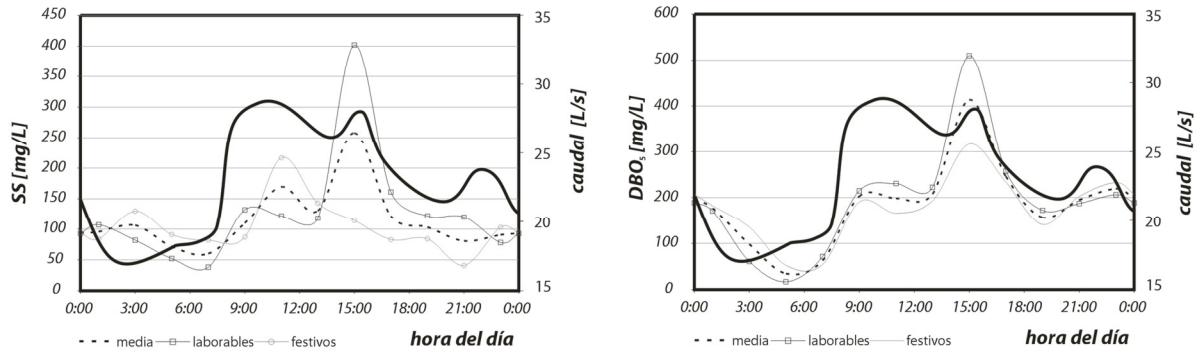
<b>HIDRÁULICA</b>		<b>MEDIO</b>	<b>MÁXIMO</b>	<b>MÍNIMO</b>	<b>COEFICIENTE PUNTA</b>
<b>CAUDALES</b>	<i>Laborables</i>	23.84	31.71	16.34	1.33
	<i>Festivos</i>	21.63	29.22	16.65	1.35
	<i>Mediasemanal</i>	23.07	29.46	16.63	1.28
<b>CONTAMINACIÓN</b>		<b>MEDIO</b>	<b>MÁXIMO</b>	<b>MÍNIMO</b>	<b>COEFICIENTE PUNTA</b>
<b>SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN (mg/L)</b>	<i>Laborables</i>	128	402	38	3.14
	<i>Festivos</i>	105	217	41	2.07
	<i>Mediasemanal</i>	116	258	60	2.22
<b>SÓLIDOS DISUELTOS (mg/L)</b>	<i>Laborables</i>	254	337	191	1.33
	<i>Festivos</i>	288	354	212	1.23
	<i>Mediasemanal</i>	271	345	202	1.27
<b>SÓLIDOS TOTALES (mg/L)</b>	<i>Laborables</i>	128	402	38	3.14
	<i>Festivos</i>	105	217	41	2.07
	<i>Mediasemanal</i>	116	258	60	2.22
<b>NITRÓGENO AMONIACAL (mg/L)</b>	<i>Laborables</i>	24.2	50.5	10.1	2.09
	<i>Festivos</i>	23.7	41	14.9	1.72
	<i>Mediasemanal</i>	24	45.1	12.5	1.88
<b>DBO<sub>5</sub> (mg/L)</b>	<i>Laborables</i>	194	510	17	2.63
	<i>Festivos</i>	175	316	52	1.81
	<i>Mediasemanal</i>	184	413	35	2.24
<b>DQO (mg/L)</b>	<i>Laborables</i>	378	882	50	2.33
	<i>Festivos</i>	341	529	105	1.55
	<i>Mediasemanal</i>	359	664	101	1.85
<b>C.F. (UFC/100 mL)</b>	<i>Laborables</i>	$2.3 \cdot 10^6$	$8.2 \cdot 10^6$	$3 \cdot 10^5$	3.55
	<i>Festivos</i>	$1.1 \cdot 10^6$	$5.4 \cdot 10^6$	$10^5$	4.59
	<i>Mediasemanal</i>	$1.7 \cdot 10^6$	$4.7 \cdot 10^6$	$3.7 \cdot 10^5$	2.69
<b>Zn total (μg/L)</b>	<i>Laborables</i>	88.3	168.2	22	1.9
	<i>Festivos</i>	78.8	115.9	39.3	1.47
	<i>Mediasemanal</i>	83.6	142	30.6	1.69
<b>Cu total (μg/L)</b>	<i>Laborables</i>	54.2	116.6	13.7	2.15
	<i>Festivos</i>	47.6	68.7	18.7	1.44
	<i>Mediasemanal</i>	50.9	92.7	16.2	1.8
<b>Pb total (μg/L)</b>	<i>Laborables</i>	30.2	84.6	5	2.8
	<i>Festivos</i>	24.8	44.5	6.1	1.79
	<i>Mediasemanal</i>	27.5	64.5	5.6	2.3

En la figura siguiente se presenta la variabilidad del hidrograma de tiempo seco. Estos hidrogramas se obtuvieron haciendo el promedio de los valores asociados a cada múltiplo de cinco separando días laborables, por un lado, y días festivos por otro. Se puede apreciar que el hidrograma de días laborables posee tres puntas que coinciden con las tres comidas más importantes. Una punta entre las ocho y las nueve de la mañana, que se debe al desayuno y al aseo; la siguiente punta después de la comida, hacia las tres de la tarde; y una punta menos acusada a las diez de la noche, que coincide con la cena. El fin de semana los valores de caudal son menores y las puntas están menos definidas.



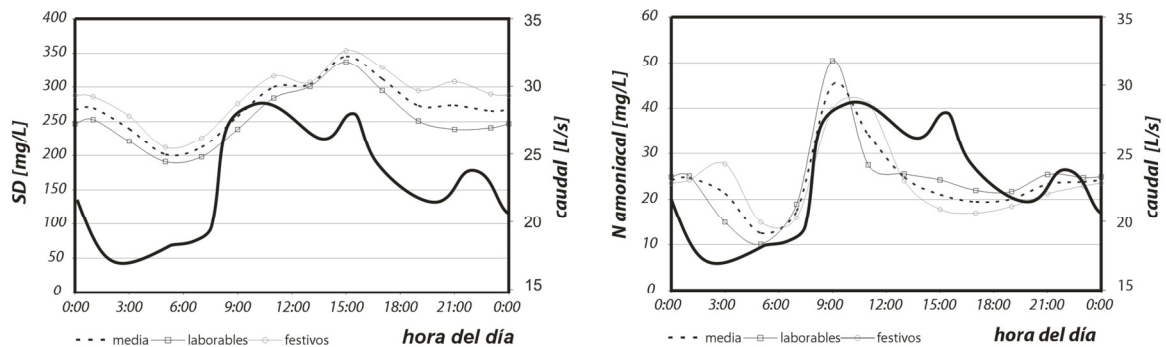
**Figura 3-5. Hidrograma de tiempo seco de la cuenca urbana "Cancelón" (Santiago de Compostela).**

Algunos contaminantes como los sólidos totales o en suspensión, la DBO<sub>5</sub> o la DQO siguen el patrón de variación que presentan los caudales, como se puede observar a continuación.



**Figura 3-6. Polutograma de tiempo seco de los sólidos en suspensión totales (izquierda) y de la demanda biológica de oxígeno (derecha) en la cuenca urbana "Cancelón" (Santiago de Compostela).**

Los sólidos en suspensión disueltos, aunque siguen este patrón, presentan una variación menor respecto a la concentración media, como se aprecia también en el valor del coeficiente punta, cercano a la unidad. Un comportamiento radicalmente distinto lo presenta el NTK y el nitrógeno amoniacal, con una punta muy pronunciada a primera hora de la mañana.

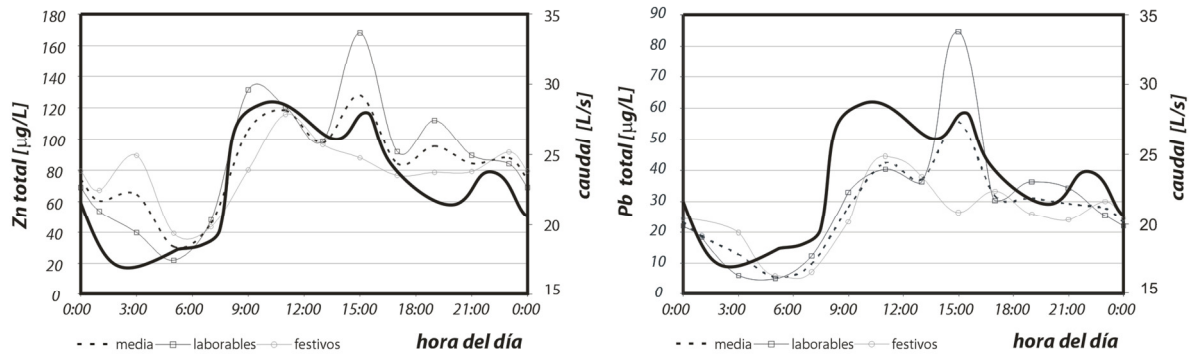


**Figura 3-7. Polutograma de tiempo seco de los SD (izquierda) y del N amoniacal (derecha) en la cuenca urbana "Cancelón" (Santiago de Compostela).**



Como se puede apreciar en los gráficos anteriores los contaminantes asociados a materia orgánica carbonosa tienen su punta por la tarde, entre las 13:00 y las 17:00 horas. Por el contrario las formas de nitrógeno tienen su punta entre las 7:00 y las 10:00, es decir por las mañanas. El pH es más sensible a este tipo de compuestos y presenta una punta en este mismo intervalo de tiempo.

En cuanto a los metales se puede indicar que las concentraciones punta se producen entre las 13:00 y las 17:00 horas, aunque el zinc presenta una punta importante por la mañana como se puede apreciar en la figura siguiente.



**Figura 3-8. Polutograma de tiempo seco del zinc total (izquierda) y del plomo total (derecha) en la cuenca urbana "Cancelón" (Santiago de Compostela).**

De la integración de los polutogramas de tiempo seco se pueden calcular las concentraciones medias de tiempo seco diarias. En la tabla siguiente se presenta los valores medios obtenidos en las cuencas unitarias de "Cancelón" y de "Santiago Este", ambas de la ciudad de Santiago de Compostela. La cuenca "Santiago Este" es un conglomerado de varias cuencas drenantes de uso residencial-comercial, de una superficie total de 265 ha y una impermeabilidad del 56% (Cagiao, 2002).

**Tabla 3-18. Concentraciones medias diarias de tiempo seco de la contaminación asociada a las aguas residuales urbanas.**

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN MEDIA DIARIA DE TIEMPO SECO			
	"Cancelón"			"Santiago Este"
	Laborables	Festivos	Media Semanal	Valor medio
Sólidos en suspensión (mg/L)	260	292	275	---
Sólidos disueltos (mg/L)	137	109	124	---
Sólidos totales (mg/L)	397	401	399	159
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	25.5	24.3	24.9	---
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	210	180	196	---
DQO (mg/L)	410	350	382	226
COT disuelto (mg/L)	35.7	25.8	31	26.5
Zn total (µg/L)	95.27	80.8	88.4	248
Cu total (µg/L)	58.41	49.3	54.1	111
Pb Total (µg/L)	33.09	26.1	29.8	32.4



### **3.3.4. Metales pesados en las aguas residuales de tiempo seco**

#### **3.3.4.1. Toxicidad de los metales pesados**

En términos geológicos, los elementos traza se definen como los que se encuentran en una concentración de 1000 ppm o inferior en la corteza terrestre. Sólo doce elementos no entran en esta clasificación: oxígeno, silicio, aluminio, hierro, calcio, sodio, potasio, magnesio, titanio, hidrógeno, fósforo y manganeso. Los metales traza, en sentido geológico, son la principal fuente de los problemas de toxicidad debidos a los metales puesto que la mayoría de los organismos no se adaptan a ellos cuando se encuentran localmente en el ambiente en altas concentraciones.

Los metales traza pueden dividirse en pesados (con densidades superiores a 5 g/cm<sup>3</sup>) y ligeros (con densidades inferiores a 5 g/cm<sup>3</sup>). Los metales pesados son sustancias necesarias para los ecosistemas en pequeñas cantidades (son micronutrientes) pero si superan una determinada cantidad (acumulación) o una determinada concentración (toxicidad), sus efectos resultan perjudiciales.

Los niveles excesivos de metales traza pueden producirse de modo natural como resultado de fenómenos geológicos normales, como la formación de menas. La meteorización de las rocas, la lixiviación o, en el caso del mercurio, la degasificación, pueden provocar que estos metales estén disponibles en la biosfera. Los seres humanos también liberan metales quemando combustibles fósiles, extrayendo minerales, descargando residuos industriales, agrícolas y domésticos, o mediante la aplicación de deliberada de plaguicidas. Una vez que están disponibles en el ambiente, lo normal es que los metales no cambien de lugar con rapidez ni experimenten destoxicación rápida a través de actividades metabólicas si han sido ingeridas.

El efecto tóxico de los metales pesados está relacionado con los procesos de bioacumulación y con los fenómenos de intoxicación crónica. La intoxicación crónica es la consecuencia de una repetida absorción de un tóxico. A veces la absorción se realiza en cantidades por sí mismas insuficientes para hacer patentes trastornos tóxicos, pero por acumulación del producto dentro del organismo (normalmente en órganos o tejidos concretos de los cuales el organismo es incapaz de procesar o excretar) o por suma de efectos lesivos, con el transcurso del tiempo lleva a estados patológicos. En consecuencia, el paso al ambiente de los metales pesados debe ser controlado cuidadosamente.

Una vez en el medio acuático, los iones metálicos se pueden encontrar en forma libre o formando complejos con elementos inorgánicos u orgánicos. Los metales pueden incorporarse a los sedimentos, ya sea al precipitar o por quedar adsorbidos por ellos.

Existe una relación directa entre la toxicidad de una especie y la forma química bajo la que está presente. Generalmente se considera que la toxicidad de un metal pesado es mayor si se encuentra en forma iónica libre o formando complejos inorgánicos que si está formando complejos orgánicos, menos débiles. Por lo tanto, para el estudio de la toxicidad de los metales pesados es necesario el conocimiento de las distintas formas químicas bajo las que se encuentra en el medio.

La distribución de las concentraciones de metal total entre las diferentes formas metálicas, con su toxicidad asociada, puede ser definida como fraccionamiento (la distribución de los metales entre las fases particulada y disuelta) y especiación (la distribución de los metales disueltos entre complejos inorgánicos y orgánicos y las formas libres). El fraccionamiento y

la especiación de los metales varían con las condiciones del metal y del lugar. Los procesos químicos que controlan el fraccionamiento y la especiación en las aguas son: la adsorción, la formación de compuestos inorgánicos, la formación de compuestos orgánicos y la precipitación-disolución de sólidos.

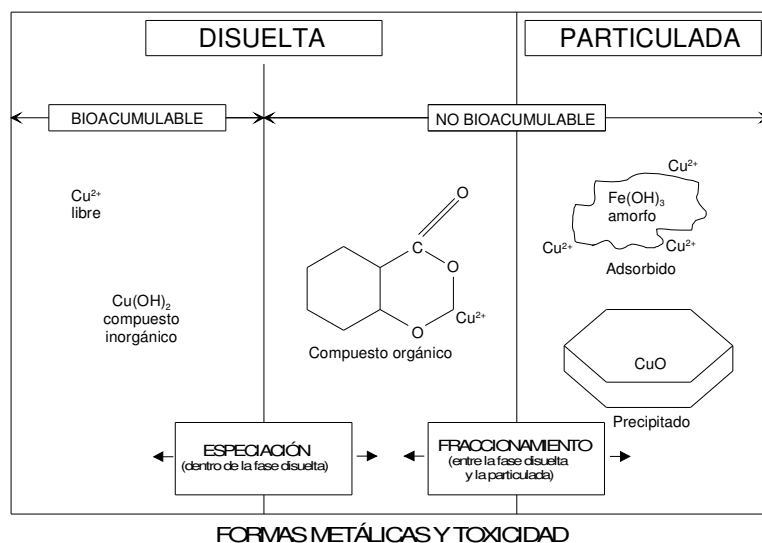


Figura 3-9. Formas metálicas y toxicidad (Paulson C., 1993).

### Adsorción

La adsorción de metales por partículas es importante en aguas con concentraciones altas de sólidos en suspensión. Diversos tipos de sólidos pueden servir como superficies adsorbentes, incluidos los hidróxidos de hierro y manganeso, las arcillas, los óxidos de aluminio, la sílice, y los sólidos orgánicos.

### Formación de compuestos inorgánicos

La formación de compuestos inorgánicos se produce cuando los compuestos están formados por cationes metálicos y un número de aniones comunes, incluidos el hidróxido ( $\text{OH}^-$ ), el carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), el sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), y el cloruro ( $\text{Cl}^-$ ). La formación de compuestos inorgánicos depende de las condiciones de pH, de las concentraciones y de la competencia de especies. Los compuestos inorgánicos no son, generalmente, compuestos muy fuertes; y tienen menos probabilidades de formarse, a menos que las concentraciones de anión sean altas.

### Formación de compuestos orgánicos

En la formación de compuestos orgánicos las formas metálicas se unen con formas orgánicas tales como ácidos húmicos y fúlvico, que son derivados del carbono orgánico disuelto. En general, la fortaleza relativa de las uniones de compuestos orgánicos con metales sigue el orden decreciente: plomo, cobre, zinc, manganeso, calcio, magnesio. Sin embargo, altas concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  pueden competir con los metales traza. Los iones de hidrógeno también compiten con los metales a la hora de unirse a formas orgánicas, así que la capacidad de composición orgánica para metales desciende con la disminución de pH.

### Precipitación-disolución de sólidos

La precipitación de los metales asociados a los sólidos se produce cuando las concentraciones de sólidos exceden a la solubilidad de los mismos. Para que esto ocurra deben darse unas determinadas condiciones cinéticas durante el tiempo suficiente.

Definir los principales metales susceptibles de ocasionar problemas no es fácil. La Agencia para la Protección Ambiental de Estados Unidos ha definido el berilio (un metal traza ligero) y el mercurio (un metal traza pesado) como peligrosos, es decir, que una exposición ligera puede causar daños a la salud humana. Otros nueve metales han sido definidos como candidatos a peligrosos, lo cual significa que son peligros potenciales que deben mantenerse bajo control. Estos nueve metales son: el bario, el cadmio, el cobre, el plomo, el manganeso, el níquel, el zinc, el vanadio y el estaño. Todos ellos, excepto el manganeso, son metales traza, y todos, excepto el bario, son metales pesados. Al seleccionar estos metales, la Agencia para la Protección Ambiental de Estados Unidos ha ignorado deliberadamente metales que son tóxicos para los seres humanos cuando las concentraciones en el ambiente son todavía muy bajas, como el antimonio y el arsénico. Los criterios que ha seguido la EPA para elaborar estas listas de metales peligrosos y metales candidatos a peligrosos son: el número y la importancia de las fuentes, y el número y la gravedad de las personas afectadas por las intoxicaciones.

Desde el punto de vista de la contaminación ambiental los metales pueden clasificarse como: metales no críticos, tóxicos pero insolubles o muy raros, y muy tóxicos y relativamente accesibles. Esta clasificación se muestra en la tabla 3-19.

**Tabla 3-19. Clasificación de los metales según su toxicidad y su disponibilidad.**

<b>Metales no críticos</b>		<b>Metales tóxicos pero insolubles o muy raros</b>		<b>Metales tóxicos y accesibles</b>		
Na	Fe	Ti	Ga	Be	Se	Hg
K	Li	Hf	La	Co	Te	Tl
Mg	Rb	Zr	Os	Ni	Pd	Pb
Ca	Sr	W	Rh	Cu	Ag	Sb
C	Al	Nb	Ir	Zn	Cd	Bi
P		Ta	Ru	Sn	Pt	
		Re	Ba	As	Au	

### 3.3.4.2. Problemática y legislación sobre metales pesados en redes de saneamiento

La presencia de metales pesados en las aguas residuales puede producir efectos tóxicos o inhibidores sobre el sistema de tratamiento en la EDAR; especialmente en el caso de tratamientos biológicos. En las tablas 3-20, 3-21 y 3-22 se proporcionan una lista de contaminantes que pueden afectar a los procesos biológicos.

**Tabla 3-20. Valores para el control de vertido a la red de alcantarillado con proceso biológico en la EDAR (Beneyto, 2004).**

<b>Metal</b>	<b>Pretratamiento municipal [1]</b>	<b>Toxicidad fangos activos [2]</b>	<b>Aerobio limitante [3]</b>	<b>Toxicidad anaerobio [4]</b>	<b>Nitrificación [5]</b>
<b>Cianuros (mg/L)</b>	2.0 – 10				
<b>Cromo hexavalente (mg/L)</b>	0.05 – 10	1 - 10	1	1 - 50	0.05 – 0.5
<b>Cromo total (mg/L)</b>	0.5 -25	50	50	50 - 500	0.05 – 0.5
<b>Cobre (mg/L)</b>	0.02 - 15	1	1	1 - 10	0.25
<b>Hierro (mg/L)</b>	5.0 - 50	100 - 1000	100	5	10 - 25
<b>Níquel (mg/L)</b>	0.5 -12	1 – 2.5	1	2	0.08 – 0.5
<b>Zinc (mg/L)</b>	0.5 - 50	0.08 - 10	0.08	5 - 20	

[1] Rango de valores permitidos para el vertido a red de alcantarillado urbano en diversas ciudades USA.

[2] Rango de concentraciones de ciertos contaminantes en los que puede inhibirse el proceso de fangos activos.

[3] Límites inferiores de las concentraciones de tóxicos que inhiben los procesos biológicos aerobios convencionales.

[4] Límites inferiores de las concentraciones de tóxicos que inhiben los procesos biológicos de digestión anaerobia.

[5] Límites inferiores de las concentraciones de tóxicos que inhiben los procesos biológicos de nitrificación.

**Tabla 3-21. Metales de importancia en depuración de aguas residuales (Metcalf-Eddy, 2002).**

Metal	Símbolo	Nutrientes necesarios para crecimiento biológico		Concentración máxima que genera inhibición a los organismos (mg/L)	Limitantes en la utilización de los fangos de EDAR en agricultura
		Macro	Micro		
Arsénico	As			0.05	X
Cadmio	Cd			1.0	X
Calcio	Ca	X			
Cromo	Cr		X	10 (total Cr) / 1 (Hex)	
Cobalto	Co		X		
Cobre	Cu		X	1.0	X
Hierro	Fe	X			
Plomo	Pb		X	0.1	X
Magnesio	Mg	X	X		
Manganeso	Mn		X		
Mercurio	Hg			0.1	X
Molibdeno	Mo		X		X
Níquel	Ni		X	1.0	X
Potasio	K	X			
Selenio	Se		X		X
Sodio	Na	X			
Tungsteno	W		X		
Vanadio	V		X		
Zinc	Zn		X	1.0	X

**Tabla 3-22. Umbrales de concentración de contaminantes que inhiben el proceso de fangos activados (Metcalf y Eddy, 1995).**

Contaminante	Concentración (mg/L)	
	Eliminación de materia carbonosa	Nitrificación
Aluminio	15-26	
Amoníaco	480	
Arsénico	0.1	
Borato	0.01-100	
Cadmio	10-100	
Calcio	2500	
Cromo (VI)	1-10	0.25
Cromo (III)	50	
Cobre	1.0	0.005-0.5
Cianuro	0.1-5	0.34
Hierro	1000	
Manganeso	10	
Magnesio		50
Mercurio	0.1-5.0	
Níquel	1.0-2.5	0.25
Plata	5	
Azufre		500
Zinc	0.8-10	0.08-0.5
Fenol	200	4-10
Cresol		4-16
2,4-Dinitrofenol		150

En esta última tabla se presentan metales pesados que pueden reaccionar con los enzimas microbiológicos y retrasar o inhibir completamente el metabolismo. Los metales pueden estar presentes de diversas formas y que no todas tienen el mismo comportamiento. En el

caso de metales pesados presentes en forma precipitada, éstos podrían llegar a solubilizarse, como consecuencia de un cambio en el pH, y actuar reduciendo la eficacia de los procesos de tratamiento biológicos. Otra forma de presentarse los metales es formando compuestos orgánicos, cuya degradación puede provocar la liberación de metales tóxicos de complejos solubles, que alterarían la actividad biológica. Como consecuencia, si el agua residual contiene cantidades importantes de metales pesados que puedan inhibir o tener efectos negativos sobre los procesos de tratamiento, deberán llevarse a cabo los procesos de pretratamiento que sean necesarios para su eliminación. Este tratamiento puede hacerse en la fuente de origen o en la planta de tratamiento. Evidentemente lo deseable es evitar el vertido de metales en origen.

Además de los problemas mencionados hasta ahora, la presencia de metales en el afluente puede dar lugar a la presencia de dichos compuestos, tanto en el efluente como en los fangos producidos en la planta. La presencia en el efluente de dichos compuestos en concentraciones excesivas puede ser causa de trasgresión de los límites establecidos en la normativa que regula la toxicidad de los efluentes. Los niveles altos de metales pesados pueden inhibir la digestión anaerobia de los fangos, y pueden hacer inútiles los fangos para su aplicación posterior en agricultura.

En relación con esto último en el Real Decreto 1310/1990, de 29 de Octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario, se limita el contenido de metales pesados en los lodos a utilizar en suelos. Los valores limitantes, en función de pH del suelo en el que se van a utilizar, se pueden ver en la tabla que se presenta a continuación.

**Tabla 3-23. Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria.**

<b>Parámetros</b>	<b>Valores límite (mg/kg de materia seca)</b>	
	<b>Suelos con pH menor de 7</b>	<b>Suelos con pH mayor de 7</b>
<b>Cadmio</b>	20	40
<b>Cobre</b>	1000	1750
<b>Níquel</b>	300	400
<b>Plomo</b>	750	1200
<b>Zinc</b>	2500	4000
<b>Mercurio</b>	16	25
<b>Cromo</b>	1000	1500

En cuanto a los límites establecidos en la normativa que regula la toxicidad de los vertidos a la red de alcantarillado, para proteger las vidas y la salud de los operarios que trabajan en las alcantarillas y la propia estructura de alcantarillado, además de para evitar los problemas mencionados anteriormente, se observa que varían mucho en función del país en el que nos encontremos, e incluso dentro de cada país. A continuación se presentan dos tablas en la que se comparan los valores limitantes, para los vertidos de aguas residuales a alcantarillado según distintas legislaciones para diversos tipos de contaminantes, entre los que se encuentran algunos metales. En la tabla 3-24 se presentan los valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones extranjeras, mientras que en la tabla 3-25 se hace referencia a las limitaciones en varias legislaciones nacionales.

**Tabla 3-24. Valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones extranjeras.**

PARÁMETROS	ALEMANIA (1)	SUECIA (2)	BELGICA 1971 (3)	FRANCIA 1977 (4)	G. BRETAÑA 1973 (5)	SUIZA 1975 (6)	LONDRES (7)
<i>Aceite mineral</i>		50					
<i>Grasas (vegetales-animales)</i>		150					
<i>Aceites mg/L</i>	100-250		500		500		0-500
<i>Acidez milliequiv/L</i>							
<i>Alcalinidad milliequiv/L</i>							
<i>N amoniacal ( mg/L)</i>				80			50-100
<i>Arsénico (mg/L)</i>	0.5	1				0.1	10
<i>Cadmio total( mg/L)</i>	0.5	0.005				0.1	1 ó 0.1kg/día
<i>Calcio (mg/L)</i>							
<i>Cianuros libres (mg/L)</i>	1				2-10	0.5	
<i>Cianuros totales (mg/L)</i>	20	0.5					5.-20
<i>Zinc total (mg/L)</i>	5	2.0				2	5
<i>Cloruros (mg/L)</i>		2500					
<i>Cobre total (mg/L)</i>	1	1.0				1	5
<i>Conductividad (µS/cm)</i>		5000					
<i>Cromo hexavalente (mg/L)</i>	0.2				2	0.5	
<i>Cromo total (mg/L)</i>	1	2					15
<i>Cromo trivalente (mg/L)</i>						2	
<i>Estaño total (mg/L)</i>	5	1					
<i>Fenoles (mg/L)</i>	100 (CH OH)			Prohibidos		1.5	
<i>Fluoruros (mg/L)</i>	50	10				10	
<i>Fosfatos (mg P/L)</i>	50						
<i>Hidrocarburos (mg/L)</i>	100					20	
<i>Hierro (mg/L)</i>	-	-			10-20	20	
<i>Magnesio (mg/L)</i>	-	300					
<i>Manganeso total (mg/L)</i>		5					
<i>Mercurio total (mg/L)</i>	0.1	0.002				0.01	
<i>Níquel total (mg/L)</i>	1	1				2	5
<i>N de amonio y amoniaco (mg/L)</i>	100<5000h-e 200>5000h-e	30					
<i>N de nitrito (mg/L)</i>	10	10					
<i>Nitrógeno total (mg/L )</i>				60		10	
<i>pH</i>	6.5-10	6.5-10	6.5-9.5	5.5-8.5	6-10	6.5-9	6-11
<i>Plata (mg/L)</i>	1	0.5					
<i>Plomo total (mg/L)</i>	1	1				0.5	10
<i>Selenio (mg/L)</i>	2	1					
<i>Sólidos disueltos (mg/L)</i>							
<i>Sólidos en suspensión (mg/L)</i>			20-100	10	100-400		
<i>Sólidos totales (mg/L)</i>							
<i>Sulfatos (mg/L)</i>	600	300				300	1000-1500
<i>Sulfitos (mg/L)</i>		50					
<i>Sulfuros libres (mg/L)</i>					1200	1	
<i>Sulfuros totales (mg/L)</i>	2	1					1.0-10
<i>Temperatura °C</i>	35	10-45	45	30	30-43	60	43

(1) y (2) Vertidos Industriales a Colector. Un intercambio de experiencias 1997. East of Scotland Water. Consorcio de Aguas del Gran Bilbao. VAV. Cork County Council.

(3) Normas para vertidos a alcantarillado. Ley 26 de marzo de 1971.

(4) Normas para vertidos industriales de baja carga y alejados de captaciones de agua para abastecimiento, de platos, viveros de marisco o cotos de salmónidos. Resolución de 6 de enero de 1977.

(5) Normas para vertidos al alcantarillado. Water Protection Act, 1973.

(6) Normas para vertido a alcantarillado o antes de estación depuradora. Ordenanza sobre vertidos de aguas residuales de 8 de diciembre de 1975.

(7) condiciones consentidas para la descarga de efluentes industriales en el alcantarillado de Londres. Ley de Control de Polución de 1974 (Sección 23).

**Tabla 3-25. Valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones nacionales.**

PARÁMETROS	OURENSE (8)	VIGO (9)	MADRID (10)	BARCELONA (11)	BILBAO (12)	ZARAGOZA (13)	Augas de Galicia (14)
Aceites (mg/L)	150-250	100	100	200	500	200	100
Aluminio (mg/L)	20-30	10					10
Arsénico (mg/L)	1-2	1	1-2	1	1.5	1	1
Bario (mg/L)	20-25	20					10
Boro (mg/L)	5-10	5	4				3
Cadmio total (mg/L)	0.5-1	0.2	1	2	1.5	0.5	0.10
Cianuros libres (mg/L)	2-4			2		2	
Cianuros totales (mg/L)	5-10	1	5	5	2		0.5
Zinc total (mg/L)	10-20	5	5	10	15	7	2
Cloruros (mg/L)	2000-2500	2000					2000
Cobre total (mg/L)	3-5	0.5	5	6	7.5	2	3.0
Conductividad (µS/cm)	5000					3000	5000
Cromo hexavalente (mg/L)	0.5-1	0.5	5	1		1	
Cromo total (mg/L)	5-10	4	5	8	7.5	5	2.0
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	750-1000	600	1000			500	500
DQO (mg/L)	1500-2000	1000				1500	1000
Estaño total (mg/L)	10-15	5		4		2	3.0
Fenoles (mg/L)	2-5 (C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	5	10	5	50	10	1.0
Fluoruros (mg/L)	10-15	10					10
Fosfatos (mg P/L)	50 (P)	60 (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )					60
Hierro (mg/L)	20-30	10	50		150	10	10
Manganeso total (mg/L)	5-10	2		2			5
Materias inhibidoras (Etox/m <sup>3</sup> )	50						20
Mercurio total (mg/L)	0.1-0.2	0.05	1	0.02	1.5	0.05	0.01
Níquel total (mg/L)	5-10	2	5	10		2	2
N de amonio-amoniaco (mg/L)	50 (NH <sub>3</sub> )	30 (NH <sub>3</sub> )					40
N de nitrato (mg/L)	100	20					50
Nitrógeno total (mg/L)		50					
Pesticidas (mg/L)	0.1	0.2					0.1
pH	5.5-9.5	6-10	6-10	5.5-11	6-9.5	5.5-9.5	5.5-9
Plata (mg/L)		2					
Plomo total (mg/L)	1-2	0.7	1-2	2	3	1	1
Sales solubles (µS/cm)	7500						
Selenio (mg/L)	0.5-1	0.5		1		1	0.5
Sólidos en suspensión (mg/L)	750-1000	600	1000		600	500	500
Sólidos totales (mg/L)							
Sulfatos (mg/L)	1000-1500	2000	1000	1500	1500		400
Sulfitos (mg/L)	20	10		20			
Sulfuros libres (mg/L)	1-2			0.5			
Sulfuros totales (mg/L)		5	5	5	2	5	1
Temperatura °C	40	40	50	40	45	40	30
Tensoactivos aniónicos mg/L	5-10	12					6
Titanio (Ti) mg/L	5-10						

(8) Reglamento de vertidos á rede municipal de saneamento e uso desta. 3 de decembro de 1997.

(9) Ordenanza municipal reguladora dos vertidos non domésticos de augas residuais. Boletín Oficial de Pontevedra, Nº 200- Martes 18 outubro 1994.

(10) Ordenanza general del medio ambiente urbano del Ayuntamiento de Madrid (ECOIRIS AGUAS)

(11) Ordenanza general de control de la contaminación y consumo de las aguas del Ayuntamiento de Barcelona (ECOIRIS AGUAS)

(12) Vertidos Industriales a Colector. Un intercambio de experiencias 1997. East of Scotland Water. Consorcio de Aguas del Gran Bilbao. VAV. Cork County Council

(13) Ordenanzas municipales del medio ambiente del Ayuntamiento de Zaragoza (ECOIRIS AGUAS)

(14) Borrador do Regulamento marco do Servizo Público de Saneamento e Depuración de Augas Residuais de Galicia (marzo 2011).

Se pone de manifiesto la gran diferencia que presentan los valores límites admisibles de algunos parámetros según la legislación que se considere. Así, por ejemplo, se puede observar que, para el arsénico, la legislación [7] establece 10 mg/L, valor superior en un orden de magnitud al resto; el cromo hexavalente también presenta discrepancias entre normativas, así [10] es la más permisiva con 5 mg/L, contrastando con cifras más restrictivas de 0.1 ó 0.2 mg/L; por lo que respecta al hierro, [12] presenta 150 mg/L, que es el más elevado y unos dos órdenes de magnitud superior al de [9] y [13], que son los inferiores; en el mercurio también hay grandes diferencias, ya que entre los límites superior e inferior [10] y [2] hay una relación de 500; [7] admite la mayor cantidad de plomo total mostrando una permisividad mucho más elevada que el resto, etc.

### **3.4. LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LOS DEPÓSITOS DE SEDIMENTOS DE LAS REDES DE SANEAMIENTO**

#### **3.4.1. Introducción**

Existe una gran variabilidad en los sedimentos que se pueden encontrar en las redes de saneamiento. Se tienen desde pequeñas y poco densas partículas que se transportan como carga en suspensión y, aunque no interfieren de un modo apreciable en la capacidad hidráulica, si pueden llevar asociadas una importante carga de polución. También aparecen partículas con una baja velocidad de sedimentación que se depositan únicamente durante períodos de tiempo seco, y partículas grandes y pesadas que forman parte del lecho de las conducciones de un modo cuasi-permanente, y que se movilizan en episodios con flujos muy energéticos.

La presencia de sedimentos en la red de saneamiento provoca una serie de efectos con consecuencias en la propia red, en su funcionamiento y, en última instancia, en el medio receptor. Tres son los efectos principales, (Ackers et al., 1996 y Butler y Davies, 2000):

#### *Obstrucción de los conductos*

La acumulación de sedimentos en puntos determinados de la red provoca una reducción de la sección. Esta reducción provoca una pérdida de capacidad de desagüe de modo que para algunos caudales se pueden dar condiciones de flujo a presión. En este momento se produce una situación de equilibrio si existe suficiente gradiente hidráulico para que la tasa de sedimento entrante sea igual a la saliente. Si no, la tubería terminará por bloquearse, situación que puede propiciar la inundación de la superficie de la cuenca o vertidos indeseados.

#### *Pérdida de sección y de capacidad hidráulica de la red*

En un alcantarillado la capacidad de desagüe se ve reducida debido a la pérdida de energía por el transporte de sedimentos. Ensayos en laboratorio indican que para tuberías sintéticas se reduce hasta un 7% mientras que para tuberías rugosas (hormigón o fundición) hasta un 2%. Estos valores son válidos si toda la carga de sedimentos se transporta en suspensión. Si existen depósitos de sedimentos las pérdidas de energía asociadas a mantenerlos en movimiento son menores, pero la combinación de pérdida de sección transversal y el incremento de rugosidad por la textura del fondo reducen la capacidad hidráulica de la red de un modo más notable que cuando no existen depósitos. Para depósitos que lleguen al 5% del diámetro de la tubería, la pérdida de sección reduce



un 2% la capacidad de desagüe, mientras que la rugosidad del fondo supone un 10-20% de la capacidad de desagüe.

*Son vectores de transporte o almacenamiento de contaminantes*

La contaminación de las aguas pluviales llega a los sistemas acuáticos receptores a partir de dos tipos de vertidos: los directos desde la red de pluviales de un sistema de saneamiento separativo y los vertidos procedentes de sistemas de saneamiento unitario. Cuando se producen las descargas de los sistemas unitarios (DSU), además de la contaminación propia de la escorrentía superficial urbana, se vierte al medio receptor contaminación de las aguas residuales urbanas de tiempo seco y también parte de los sedimentos depositados en las conducciones durante el tiempo seco y durante las ramas de descenso de los hidrogramas asociados a los aguaceros.

La importancia del fenómeno de resuspensión de los sedimentos ha sido estudiada por diversos autores. En la tabla siguiente se presenta el balance de masas de contaminantes en varias redes de saneamiento europeas de red unitaria.

**Tabla 3-26. Contribución a la contaminación movilizada por los sucesos de lluvia en varias cuencas europeas (Gromaire et al., 2001).**

PARÁMETRO	Referencia	FUENTE DE CONTAMINACIÓN		
		Aguas residuales urbanas	Escorrentía superficial	Sedimentos de las conducciones
SS	Gromaire et al. (2001)	21%	15%	64%
	Krejci et al. (1987)	6%	35%	59% (20% biopelícula y 39% sedimentos)
	Bachoc (1992)	N/D	N/D	33% - 44%
	Chebbo (1992)	20%	56%	24%
DQO	Gromaire et al. (2001)	34%	15%	51%
	Krejci et al. (1987)	20%	22%	58% (23% biopelícula y 35% sedimentos)
	Chebbo (1992)	33%	45%	22%

En la tabla anterior, en primer lugar, se recogen los resultados del grupo de investigación del CEREVE francés (École Nationale des Pontes et Chaussées) en la cuenca urbana de "Le Marais" (París). Aunque en el apartado siguiente, relativo a la caracterización de la contaminación en tiempo de lluvia, se presentarán de un modo más detallado los principales resultados de los estudios realizados en esta cuenca residencial de 42 ha. Gromaire, et al., indican que la resuspensión de sedimentos en las conducciones contribuye aproximadamente entre un 40% y un 80% a la carga total de SS y SSV, entre un 30% y un 80% de las cargas de DBO<sub>5</sub> y entre un 25% y un 70% a las cargas de DQO. La contribución es fundamentalmente en forma particulada.

Resultados similares fueron obtenidos por Krejci et al. (1987) en cuatro sucesos monitorizados en una cuenca de 12.5 ha de la ciudad de Zurich. Para calcular la contribución de la escorrentía los autores emplearon valores medios anuales de CMS medidos en una cuenca separativa de pluviales cercana. Bachoc (1992) indica que el 30±44% de las cargas de SS de una cuenca unitaria de Marsella tienen origen en los sedimentos depositados en las conducciones. Chebbo (1992), realizó una simulación anual

en una cuenca teórica basándose en numerosos estudios de campo realizados en cuencas de 100 ha a 250 ha tanto unitarias como separativas.

De todos modos, los valores ofrecidos por los trabajos presentan una gran variabilidad que depende del uso y tamaño de las cuencas. Además, la contribución de los sólidos resuspendidos se focaliza en los tramos más altos de las redes de alcantarillado donde las velocidades del flujo son más bajas y existen, por tanto, más posibilidades de que se forme un lecho de sedimentos permanente (Gromaire et al., 2001; Oms et al., 2002).

A continuación se expondrán las características de los sedimentos encontrados en las conducciones de saneamiento así como las de los que se pueden encontrar en los imbornales que sirven de entrada de la escorrentía a la red.

### **3.4.2. Características de los contaminantes encontrados en los imbornales**

Los imbornales se colocan en las redes de saneamiento para retener los sólidos más gruesos que entran a la red, evitar posibles daños en la propia red así como para minimizar posibles malos olores en las calles.

Debido a su pequeño tamaño proporcionan unos tiempos de retención inferiores a 5 minutos para la mayor parte de los episodios de lluvia. Por lo tanto, la capacidad de los imbornales para retener las partículas más finas es bastante limitada. Este hecho es importante, ya que las partículas inferiores a las 50 micras pueden suponer entre un 10% y un 50% de los sólidos totales movilizados. Además, también pueden suponer un 25% a la demanda de oxígeno, un 30% de los nitratos, el 50% de fosfatos o de metales pesados (Butler et al., 1995). Incluso, aunque el imbornal retenga las partículas más finas, existen muchas posibilidades de que éstas sean resuspendidas en sucesos de lluvia posteriores.

Otro proceso relacionado con la retención de partículas en el imbornal es la aparición de reacciones bioquímicas durante los episodios de tiempo seco. Estas reacciones están íntimamente relacionadas con la contaminación del agua durante el siguiente aguacero.

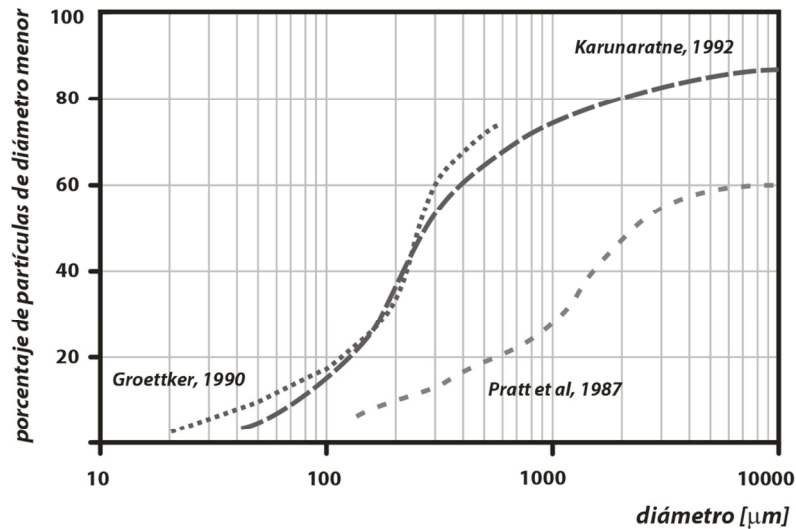
Para la comprensión de los procesos relacionados con los imbornales es necesario dividir su funcionamiento en dos fases. Durante las condiciones de tiempo seco los procesos bioquímicos serán los predominantes, mientras que la eficacia de retención durante los episodios de tormenta dependerá del proceso físico de sedimentación.

#### ***Tiempo seco***

Después de un episodio de tormenta la mayoría de los sólidos se encuentran suspendidos en el licor que queda dentro del imbornal. La sedimentación es gradual y depende principalmente de la gravedad específica de los sedimentos y del tiempo hasta el siguiente suceso. De todos modos, no todos los sólidos sedimentarán ya que, por ejemplo, un sólido orgánico de 1 mm de diámetro y gravedad específica de 1.1 puede tardar más de 100 días en hacerlo, sino se producen fenómenos de agregación entre partículas.

La concentración de sólidos suspendidos en los imbornales dependerá de las condiciones que se produzcan al final del aguacero anterior. Estas concentraciones pueden oscilar entre los 30 mg/L a 70 mg/L como valor medio, y llegar a máximos de 500 a 1000 mg/L. Durante tiempo seco los niveles de oxígeno disuelto pueden reducirse totalmente tras un período de 4 a 7 días, produciéndose la acumulación en condiciones anóxicas y la

degradación anaeróbica de los sedimentos depositados en las capas inferiores (Butler et al. 1995).



**Figura 3-10. Distribución granulométrica de los sólidos encontrados en los imbornales (adaptada de Ackers et al., 1996).**

La composición del lecho de sedimentos encontrados en los imbornales refleja la existencia de partículas orgánicas y de grandes cantidades de material disuelto en el líquido intersticial. La densidad seca oscila entre los 1100 y 1700 kg/m<sup>3</sup>, aceptándose como valor medio en diversos estudios 1400 kg/m<sup>3</sup>. La distribución de tamaños de los sedimentos encontrados, ver figura anterior, indica que un 20% de los sedimentos es inferior a las 100 micras, con un tamaño medio de 350 micras (Ackers et al., 1996). El material encontrado en los imbornales tiene una composición similar a la de los sedimentos de tipo A de la clasificación de sedimentos depositados en la red dada por Crabtree en 1989 y que se verá en el epígrafe siguiente.

### **Episodios de lluvia**

Cuando se produce la escorrentía el agua entra en los imbornales produciendo grandes turbulencias en el licor existente en los mismos. Durante el episodio de lluvia parte de los sólidos existentes pueden resuspenderse y parte sedimentar en el imbornal. Durante los aguaceros podemos distinguir 3 procesos que determinarán las concentraciones del efluente del imbornal: la retención de partículas por sedimentación, la acumulación de partículas en el lecho y la erosión de éste.

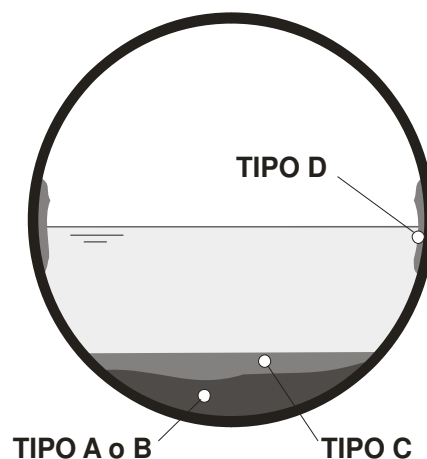
Se han desarrollado varios modelos para simular el funcionamiento de los imbornales durante los episodios de tiempo seco o durante los sucesos de lluvia. De los modelos desarrollados destaca el de Butler et al., 1995, que sólo contempla los procesos de sedimentación. Este modelo se ha completado con los procesos de erosión y ha sido presentado y validado por Butler y Memon (1999). Otro modelo más sencillo es el presentado por Deletic et al. (2000) que contempla también los procesos de erosión y sedimentación. El principal inconveniente de estos modelos es que son difíciles de calibrar y validar, ya que requieren una gran cantidad de datos que habitualmente no se disponen en un estudio tradicional de caracterización de las aguas pluviales. Además, aunque se disponga de estos datos la bondad de los modelos no es demasiado alta (Deletic et al., 2000).

### 3.4.3. Características de los sedimentos encontrados en los conductos

Existe una gran variabilidad en los sedimentos que se pueden encontrar en las redes de saneamiento. Se tendrán desde pequeñas y poco densas partículas que se transportan como carga en suspensión y, aunque no interfieren de un modo apreciable en la capacidad hidráulica, sí pueden llevar asociadas una importante carga de contaminación. También aparecerán partículas con una baja velocidad de sedimentación que se depositan únicamente durante períodos de tiempo seco, y partículas grandes y pesadas que forman parte del lecho de las conducciones de un modo cuasi-permanente, y que se movilizan en episodios con flujos muy energéticos.

La caracterización de los sedimentos es compleja. Los motivos más importantes son las condiciones locales de cada cuenca (por ejemplo la naturaleza del suelo, la existencia de distintos tipos de imbornales, las técnicas municipales de limpieza,...), la variabilidad espacial y temporal de los propios sedimentos, las distintas técnicas de muestreo y su nivel de incertidumbre.

El estudio de referencia en la caracterización de los sedimentos depositados en las tuberías fue desarrollado por Crabtree en el año 1989, en redes de saneamiento en Gran Bretaña. Crabtree propuso que la naturaleza, origen y localización de los sedimentos podía clasificarse en cinco grupos, A-E. La disposición típica en las tuberías se presenta en la figura siguiente.



**Figura 3-11. Depósitos típicos de sedimentos en los conductos (Crabtree, 1989).**

El material de tipo A es el más granular y se encuentra típicamente en el fondo de las tuberías. Estos depósitos tienen una densidad superior a  $1800 \text{ kg/m}^3$ , con un contenido de materia orgánica inferior al 7%. El material tipo C es más fino, con un contenido en materia orgánica de un 50% y una densidad de  $1200 \text{ kg/m}^3$ . El material tipo E, hallado habitualmente en los estanques de retención de la escorrentía, es el más fino de todos. En la siguiente tabla se resumen las características de los distintos grupos.

**Tabla 3-27. Características de los depósitos de sedimentos en las redes de alcantarillado (Crabtree, 1989).**

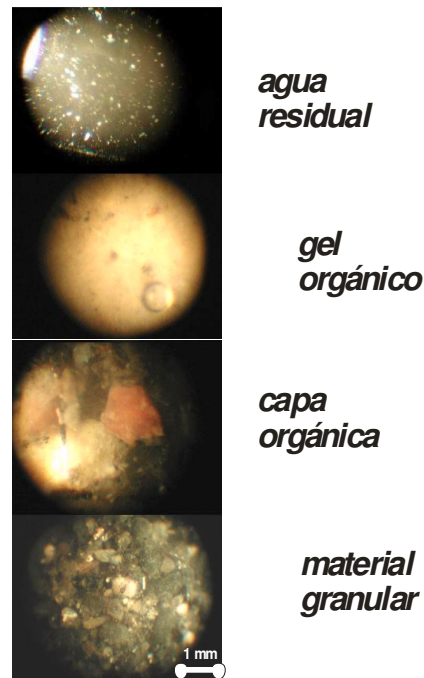
TIPO	DESCRIPCIÓN Y LOCALIZACIÓN	Porcentaje por tamaño de partícula (mm)			Densidad (kg/m <sup>3</sup> )	Contenido en materia orgánica	DQO (g/kg material húmedo)
		50-2	2-0.0063	<0.0063			
<b>A</b>	Material granular. Fondo de las tuberías.	33	61	6	1720	7	16.9
<b>B</b>	Como el A pero con características cementicias	–	–	–	–	–	–
<b>C</b>	Capa móvil de material fino. Mezclado o por encima del A/B	0	55	45	1170	50	20.5
<b>D</b>	Biopelículas en el entorno del caudal medio	6	62	32	1210	61	49.8
<b>E</b>	Material fino mineral y orgánico en tanques anti-DSU	9	69	22	1460	1.5	23

Los depósitos de tipo A y B están asociados habitualmente a pérdidas de capacidad hidráulica en las redes, siendo los de tipo A la fuente más importante de contaminantes. Los grandes colectores tienen mayor cantidad de material de tipo C mezclado con el A, mientras que las biopelículas son importantes ya que son fácilmente erosionables, afectan a la rugosidad de la tubería y son el material que aporta mayor demanda de oxígeno (Butler y Davies, 2000).

Por último, mencionar que esta clasificación es orientativa y que la composición de los depósitos dependerá del material disponible para el transporte, las condiciones de flujo existentes y las condiciones locales de la cuenca.

Oms et al. (2002) realizaron una cartografía del lecho de sedimentos de la cuenca urbana "Le Marais" (París) empleando un endoscopio. En los colectores de esta cuenca unitaria observaron que la capa de sedimentos granulares, tipo A, tenía un aspecto negruzco, con partículas de tamaño milimétrico. Por encima de esta capa se dispone una capa inmóvil de material orgánico, con un espesor que oscila entre 2 cm y 15 cm. Los autores señalan que esta capa sólo aparece en zonas donde se cumplen las siguientes condiciones:

- ✓ El flujo en tiempo seco es muy lento, con velocidades inferiores a 10 cm/s.
- ✓ La pendiente del lecho del colector de hormigón es inferior al 0.05%.
- ✓ La capa inferior de sedimentos gruesos genera piscinas y remansos.



**Figura 3-12. Fotografía de los sedimentos encontrados en las redes unitarias (Oms et al., 2002).**

Como se puede apreciar en la figura anterior, en algunas zonas con remansos y flujos muy lentos, y siempre por encima de la capa de material orgánico, encontraron una capa de material muy claro, con apariencia “cremosa”, como un gel, y con una estructura muy frágil. El espesor máximo de la capa era de unos 15 cm en las zonas altas de uno de los colectores analizados.

Como ya se ha indicado, la resuspensión de estas capas superficiales durante los sucesos de lluvia es muy importante en términos de balance de masas dentro de los colectores. En el trabajo de Oms et al. (2002) se indica que la carga de  $\text{DBO}_5$  presente en el estrato orgánico oscila entre 0.20 y 0.60 g/g de material sedimentado, con un valor medio de unos 0.40 g/g. En términos de DQO el intervalo de variación oscila entre 0.45 y 1.90 g/g, con un valor medio de 1.38 g/g.

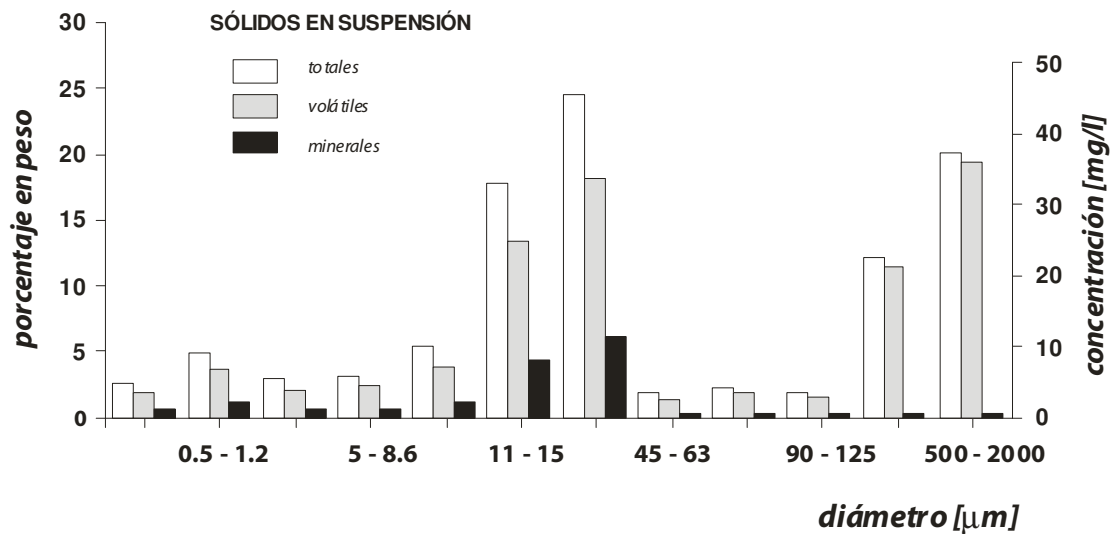
Se presenta a continuación otra de las clasificaciones más empleadas a la hora de caracterizar los sedimentos presentes en las redes de alcantarillado. Esta clasificación fue propuesta en el informe del CIRIA (“Construction Industry Research and Information Association”) “Design of Sewer to Control Sediment Problems” (Ackers et al., 1996). Según ésta, los sedimentos se diferencian en sedimentos fecales, presentes en redes de aguas fecales y unitarias, sedimentos pluviales, presentes en las redes unitarias y separativas de pluviales al igual que los sedimentos granulares, el último subgrupo de esta clasificación.

Esta clasificación hace referencia al origen de los sedimentos pero también a su modo de transporte, ya que aunque los sedimentos pluviales y granulares se originan en la superficie de la cuenca y no existe una barrera clara entre ambas fracciones, los primeros se transportan en suspensión y los segundos por el fondo. En la tabla siguiente se resumen las características de los distintos tipos de sedimentos.

**Tabla 3-28. Clasificación de los sedimentos móviles encontrados en las redes de saneamiento y drenaje (Ackers et al., 1996).**

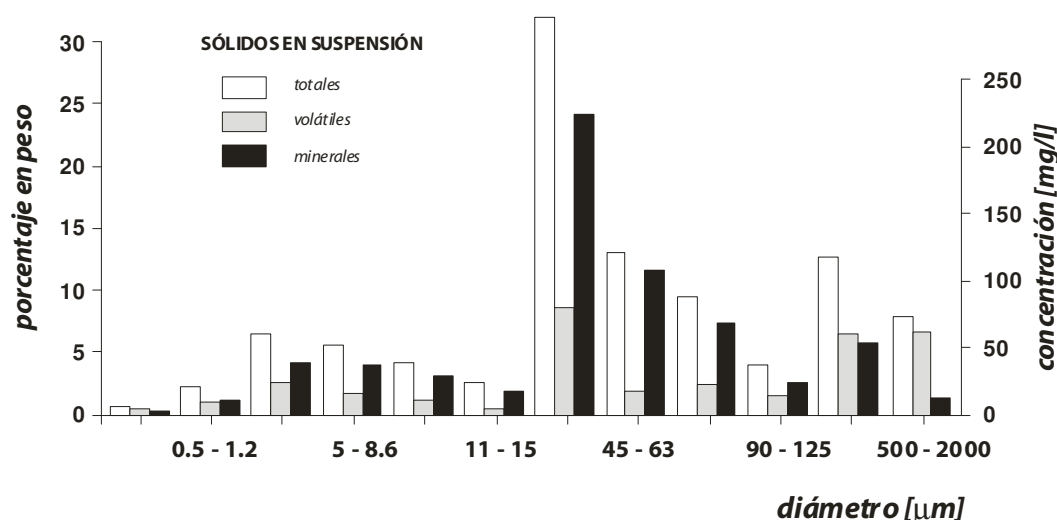
TIPO DE SEDIMENTO	MODO DE TRANSPORTE HABITUAL	REDES	PARÁMETROS	CARGA DE SEDIMENTOS		
				Baja	Media	Alta
<b>Fecal</b>	<i>Suspensión</i>	<i>Fecales y unitarias</i>	<i>Conc. (mg/L)</i>	100	350	500
			<i>d<sub>50</sub> (mm)</i>	0.01	0.04	0.06
			<i>Densidad específica</i>	1.01	1.4	1.6
<b>Pluvial</b>	<i>Suspensión</i>	<i>Unitarias y separativas</i>	<i>Conc. (mg/L)</i>	50	350	1000
			<i>d<sub>50</sub> (mm)</i>	0.02	0.06	0.1
			<i>Densidad específica</i>	1.1	2	2.5
<b>Granular</b>	<i>Fondo</i>	<i>Unitarias y separativas</i>	<i>Conc. (mg/L)</i>	10	50	200
			<i>d<sub>50</sub> (mm)</i>	0.3	0.75	0.75
			<i>Densidad específica</i>	2.3	2.6	2.6

Los sedimentos fecales son fundamentalmente de naturaleza orgánica, con un porcentaje medio que oscila entre el 65 y el 75%. Poseen una densidad específica baja, inferior a 1.6, y consecuentemente una baja velocidad de sedimentación, con valores habituales en el entorno de 1.5 m/h.



**Figura 3-13. Granulometría de sedimentos fecales (Verbanck, 1990. Citado en Ackers, 1996).**

Los sedimentos de escorrentía urbana tienen una cuarta parte de materia orgánica. Existe mucha dispersión, e incluso contradicciones, en los valores característicos citados en la bibliografía, debido probablemente al origen de los sedimentos. Así, en redes unitarias se hablará de densidades específicas inferiores a 1.5, mientras que en redes separativas de pluviales se incrementarán hasta 2.4. Como puede apreciarse en la siguiente figura, cerca del 90% es inferior a 100  $\mu\text{m}$ .



**Figura 3-14. Granulometría de sedimentos pluviales (Verbanck, 1990. Citado en Ackers, 1996).**

Los sedimentos granulares constituyen la mayor parte de los que se encuentran depositados en las redes. Habitualmente se transportan por el fondo, aunque en ciertos episodios muy energéticos pueden transportarse en suspensión. Aunque la diferenciación con los sedimentos pluviales es complicada se suelen definir como la fracción inorgánica superior a 150  $\mu\text{m}$  con densidades específicas cercanas a 2.7.

Una amplia revisión bibliográfica del contenido de varios contaminantes en las distintas capas de sedimentos presentes en las redes unitarias en tiempo seco se presenta en la siguiente tabla. Los valores obtenidos para cada capa se comparan con los de las partículas de agua residual de tiempo seco. Esta revisión se ha centrado en algunos contaminantes orgánicos, HAPs y los metales Cu y Zn.

**Tabla 3-29. Contenido de contaminantes (d10 y d90) en distintas capas de sedimentos en las redes unitarias y en las partículas de agua residual (adaptada de Gasperi et al. 2010).**

	Referencia	SSV (%)	DQO ( $\text{g O}_2/\text{g}$ )	DBO <sub>5</sub> ( $\text{g O}_2/\text{g}$ )	COP ( $\text{g C/g}$ )	HAPs ( $\mu\text{g/g}$ )	Cu ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )
<b>Capa orgánica</b>	Kafi (2006)	56 - 72	0.65 - 1.26	--	0.32 - 0.42	--	416 - 1420	1441 - 2836
	Oms (2003), Gasperi (2006)	63 - 80	0.8 - 1.8	0.25 - 0.55	--	2.7 - 14.8		
	Ahyerre et al. (2001),	63 - 76	1.02 - 1.37	0.14 - 0.34	--	2.1 - 31.7		
	Rocher et al. (2004)							
<b>Capa granular</b>	Kafi (2006)	--	--	--	--	--	426 - 1279	1145 - 4622
	Ahyerre et al. (2001),	6.2 - 11	0.18	0.019	--	9.3 - 54	--	--
	Gasperi (2006)							
	Rocher et al. (2004)	--	--	--	--	3.9 - 45.1	--	--
<b>Biopelícula</b>	Ahyerre et al. (2001),	49 - 87	1.4 - 2.1	0.26 - 0.54	--	0.1 - 5.5	--	--
	Rocher et al. (2004)							
<b>Partículas de agua residual</b>	Kafi (2006), Gasperi (2006)	85 - 91	1.47 - 1.79	0.58 - 0.76	0.41 - 0.52	3.8 - 7.1	--	--

d10: percentil 10

d90: percentil 90

COP: carbono orgánico particulado

La información más destacable que se puede extraer de la tabla anterior es:

- La capa orgánica y granular presentan una concentración en HAPs superior a la de las partículas de agua residual de tiempo seco.



- La capa orgánica y la biopelícula de los conductos contienen un grado de contaminación orgánica ligeramente inferior a las partículas de agua residual.
- Los rangos de las concentraciones de metales Cu y Zn en la capa orgánica son significativos con respecto a los obtenidos en la capa granular.

La distribución granulométrica de los sedimentos presentes en los conductos de los sistemas de saneamiento y drenaje es el parámetro más relevante, junto con la densidad específica, a la hora de modelizar la movilización de la contaminación en las cuencas urbanas. No obstante, existen otras características de los sedimentos, tales como la cohesividad (con una mayor dificultad de medición), que tienen una gran influencia en su comportamiento en las redes.

### **3.5. FLUJOS DE CONTAMINACIÓN EN LAS REDES UNITARIAS EN TIEMPO DE LLUVIA**

Después de analizar todas las fuentes de contaminación de las aguas de escorrentía urbana originadas en la superficie de las cuencas drenantes, las características de la contaminación asociada a las redes unitarias en tiempo seco y las características de los sedimentos encontrados en las redes de alcantarillado, se procederá a describir la contaminación movilizada durante los episodios de lluvia.

En este apartado se muestra con detalle la contaminación movilizada en las redes unitarias durante los episodios de lluvia, presentando varios balances de masas para identificar las distintas fuentes de contaminación. A continuación, se expondrán los resultados de estudios de caracterización de aguas pluviales mixtas realizados en España.

A modo de introducción, puede comentarse sobre la naturaleza de los contaminantes transportados por las redes unitarias lo siguiente (OTV, 1994):

- ✓ La fracción mineral de los SS es del orden del 40 al 60%. La relación entre SSV/SS disminuye durante el desarrollo del suceso. Se puede pasar de 70-80% en tiempo seco a 40% en tiempo de lluvia, lo que se traduce en un aumento del contenido mineral a lo largo de los sucesos.
- ✓ La relación entre DQO/DBO<sub>5</sub> es más elevada que para tiempo seco, pero inferior a la que se detecta en redes separativas, mostrando una cierta mayor biodegradabilidad los contaminantes de una red unitaria.
- ✓ El contenido global de contaminación es importante: comparado con aguas negras urbanas, tienen concentraciones más altas en SS, DQO y metales, y están más diluidas en DBO<sub>5</sub> y en ciertos contaminantes disueltos (nitrógeno y fósforo).
- ✓ Los metales pesados (Cd, Cu, Pb, etc.) están, en una gran proporción, fijados a los SS. Las cargas anuales de metales pesados son más importantes que las de las redes separativas, menos para el Pb.

Como ya ha sido comentado, las tres contribuciones esenciales a la contaminación existente en los reboses de alcantarillado unitario son (Malgrat, P.; 1995a):

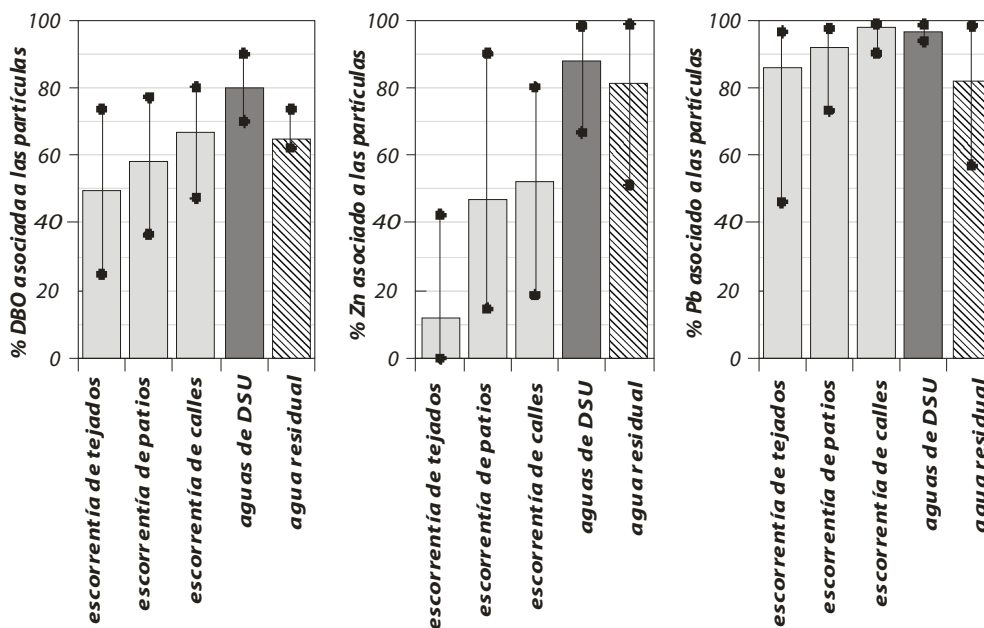
- ✓ Aguas de escorrentía urbana.
- ✓ Aguas residuales domésticas, comerciales e industriales.
- ✓ Arrastre de depósitos acumulados en el alcantarillado.

El grupo de investigación francés del CEREVE (*"Centre d'enseignement et de recherche sur l'eau, la ville et l'environnement"*) perteneciente a la Universidad París-Est ha desarrollado en los últimos años dos proyectos muy importantes, OPUR1 (*"Observatoire des Polluants Urbains"*) y OPUR2, con el objetivo de conocer las fuentes de contaminación de los flujos de agua pluvial de red unitaria.

El OPUR1 se llevó a cabo entre los años 1994 y 2000, en él se estudió una cuenca urbana de tipo residencial de París, "Le Marais", con una superficie de 42 ha.

El OPUR2 surgió con la intención de ampliar y contrastar los resultados obtenidos en el primer estudio para cuencas urbanas de mayores dimensiones. Por ello se estudiaron 6 cuencas urbanas unitarias situadas en la margen derecha del río Sena en la ciudad de París, entre ellas de nuevo "Le Marais", con extensiones que comprenden desde 42 ha ("Le Marais") hasta 2581 ha. Su duración fue de 6 años, entre 2001 y 2006.

De los resultados obtenidos en el OPUR1, Gromaire et al. (2001) indican que la red de alcantarillado no es únicamente un sistema para el transporte de las aguas residuales sino que puede funcionar como un reactor con procesos químicos, físicos y biológicos que afectan a la calidad de los efluentes en tiempo seco y de lluvia.



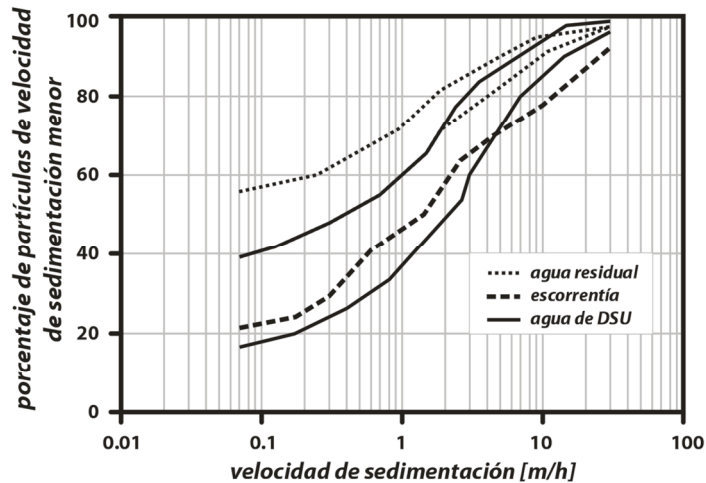
**Figura 3-15. Porcentaje de DBO, zinc y plomo asociada a la fracción particulada en la cuenca unitaria "Le Marais", París (Chebbo y Gromaire, 2004).**

Estos autores observaron cambios en las características de las aguas que fluyen en las redes unitarias en tiempo de lluvia, en particular:

- Un incremento en la proporción de contaminantes particulados.
- Incrementos en las concentraciones de sólidos en suspensión, sólidos en suspensión volátiles, DBO<sub>5</sub> y DQO.
- Incremento en la velocidad de sedimentación de los sólidos.
- Un aumento en la proporción de materia orgánica de los sólidos en suspensión.

Durante los episodios de lluvia, los sólidos en suspensión son el principal vector de contaminación. Así, en la cuenca “Le Marais” entre el 60% y el 95% de la materia orgánica, el 65% y el 99% del zinc y los hidrocarburos y entre el 90% y el 99% del cadmio, cobre y plomo están asociados a la fracción particulada de la masa movilizada.

Además, como ya se ha indicado, las partículas asociadas a las DSU presentan mayores velocidades de sedimentación que las de las partículas asociadas a la escorrentía superficial. Estas velocidades son mucho mayores que las de las partículas asociadas a las aguas residuales, como puede comprobarse en la figura siguiente.

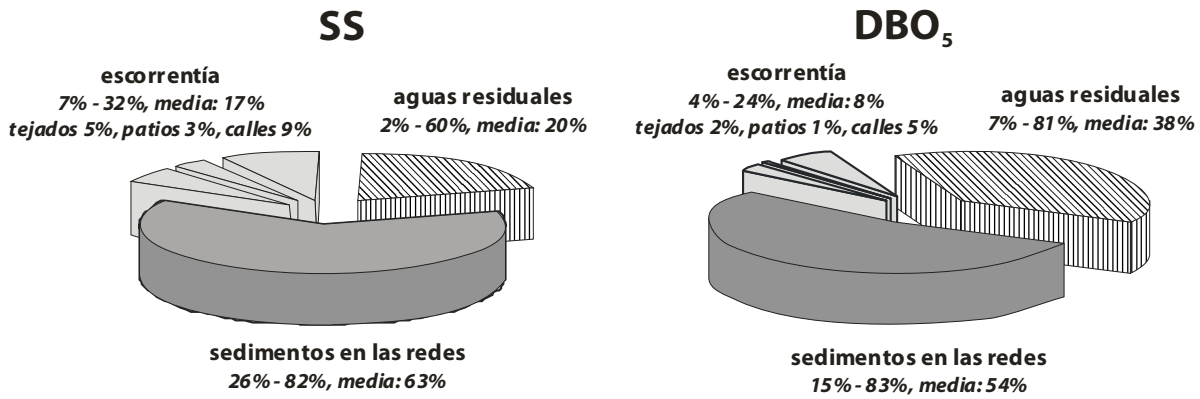


**Figura 3-16. Velocidad de sedimentación de las distintas fracciones de partículas asociadas a las aguas residuales de la cuenca Le Marais, París (Chebbo y Gromaire, 2004).**

En general, durante los episodios de lluvia, la mayor parte de la contaminación movilizada por las redes unitarias tiene su origen en la resuspensión de los sedimentos depositados en las redes de alcantarillado. Así lo indican los trabajos de investigación realizados en Europa sobre esta problemática.

En la cuenca urbana de “Le Marais” (París), la erosión de los contaminantes almacenados en las redes es la fuente fundamental de sólidos en suspensión, sólidos en suspensión volátiles, DQO y DBO<sub>5</sub>. Así, de toda la contaminación movilizada durante los aguaceros, entre un 26% y un 86% de la contaminación proviene de las conducciones de saneamiento, mientras que la escorrentía superficial produce menos de un 30% de la contaminación. La mayoría de las partículas acumuladas resuspendidas en las redes son de naturaleza orgánica, biodegradables y se movilizan progresivamente en los aguaceros a medida que la energía del flujo aumenta (Gromaire et al., 2001).

En esta cuenca, el comportamiento del cobre, así como el de los hidrocarburos, es similar al de los sólidos o la DBO<sub>5</sub>, siendo la resuspensión de sedimentos la principal fuente de contaminación de las aguas de DSU. Sin embargo, otros metales como el cadmio, el zinc o el plomo tienen su fuente principal en la escorrentía de los tejados, debido a que estos materiales se emplean como elementos constructivos en cubiertas, bajantes o canalones.



**Figura 3-17. Contribución de la escorrentía, las aguas residuales y los sedimentos de las redes a las cargas de SST y DBO5 movilizadas durante los episodios de lluvia en "Le Marais", París (Chebbo y Gromaire, 2004).**

En uno de los estudios pertenecientes al OPUR2, Gasperi et al. (2010) analizaron 16 sucesos pluviométricos en 6 cuencas urbanas unitarias de la margen derecha del río Sena en París, con una extensión muy diversa, desde las 42 hasta 2581 hectáreas. Este estudio ha servido para asentar conocimiento y corroborar que los resultados obtenidos en el OPUR1 en una de las cuencas estudiadas, la de menor superficie, "Le Marais" (Gromaire et al., 2001) son reproducibles en cuencas de mayores dimensiones. En la siguiente tabla se compara la caracterización de los sedimentos movilizados en tiempo de lluvia, realizada en este trabajo, con la de las diferentes capas de los mismos existentes en la red en tiempo seco, así como en el agua residual. Se presentan los percentiles 10 y 90 del contenido de cada parámetro de contaminación en cada caso.

**Tabla 3-30. Contenido de contaminantes (d10 y d90) en distintas capas de sedimentos, partículas de agua residual y sedimentos resuspendidos (después de Gasperi et al. 2010).**

	Referencia	SSV (%)	DQO (g O <sub>2</sub> / g)	DBO <sub>5</sub> (g O <sub>2</sub> / g)	COP (g C / g)	HAPs (μg / g)	Cu (μg / g)	Zn (μg / g)
<b>Sedimentos resuspendidos</b>	Gasperi et al. (2010)	62 - 70	0.95 - 1.35	0.32 - 0.48	0.28 - 0.37	4 - 15	--	--
<b>Capa orgánica</b>	Kafi (2006)	56 - 72	0.65 - 1.26	--	0.32 - 0.42	--	416 - 1420	1441 - 2836
	Oms (2003), Gasperi (2006)	63 - 80	0.8 - 1.8	0.25 - 0.55	--	2.7 - 14.8		
	Ahyerre et al. (2001),	63 - 76	1.02 - 1.37	0.14 - 0.34	--	2.1 - 31.7		
	Rocher et al. (2004)							
<b>Capa granular</b>	Kafi (2006)	--	--	--	--	--	426 - 1279	1145 - 4622
	Ahyerre et al. (2001),	6.2 - 11	0.18	0.019	--	9.3 - 54	--	--
	Gasperi (2006)							
	Rocher et al. (2004)	--	--	--	--	3.9 - 45.1	--	--
<b>Biopelícula</b>	Ahyerre et al. (2001),	49 - 87	1.4 - 2.1	0.26 - 0.54	--	0.1 - 5.5	--	--
	Rocher et al. (2004)							
<b>Partículas de agua residual</b>	Kafi (2006), Gasperi (2006)	85 - 91	1.47 - 1.79	0.58 - 0.76	0.41 - 0.52	3.8 - 7.1	--	--

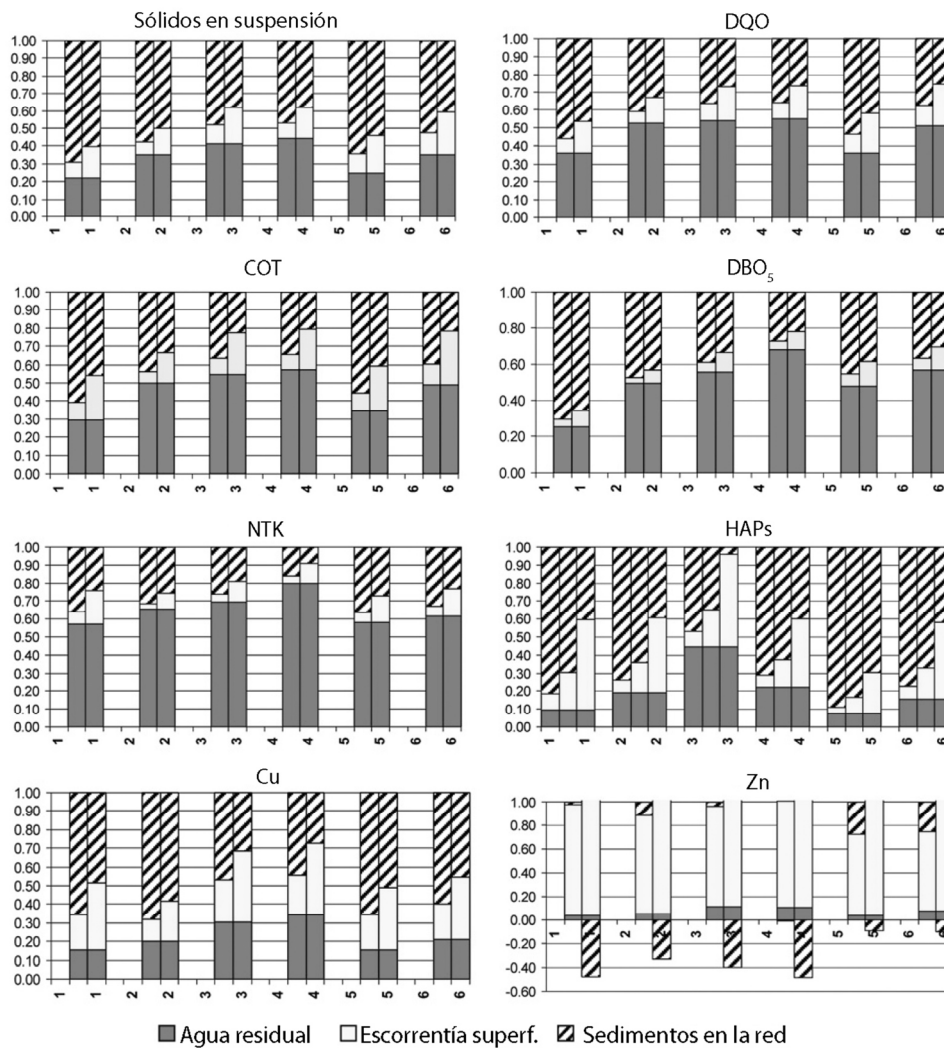
d10: percentil 10

d90: percentil 90

COP: carbono orgánico particulado

La principal conclusión referente a la naturaleza de los sedimentos resuspendidos en la red durante los eventos pluviométricos ha sido que sus características son muy similares a las de la capa orgánica depositada en tiempo seco en el sistema, con contenidos en materia orgánica y HAPs similares. Las partículas de agua residual de tiempo seco son levemente más biodegradables que dichos sedimentos.

En este mismo estudio se establecieron, para cada una de las 6 cuencas, las proporciones de carga de contaminación de varios parámetros que aportan en tiempo de lluvia cada uno de los fenómenos implicados: la escorrentía superficial, el agua residual doméstica y la resuspensión de sedimentos depositados en la red. La principal conclusión que se extrae de estos resultados es que no se aprecia una gran variabilidad influenciada por la extensión de la cuenca. La proporción de carga contaminante de SS asignada a las resuspensión de sedimentos oscila entre el 40 - 70%, para el Cu varía entre el 30 - 70% y para los HAPs puede llegar esta proporción al 90% en algunas de las cuencas estudiadas. Es importante resaltar que la principal fuente de aportación de Zn es la escorrentía superficial debido a la presencia de este metal, en un alto porcentaje, de las cubiertas de edificaciones parisinas.



**Cuencas: 1) Marais, 2) Sébastopol, 3) Quais, 4) Clichy centro, 5) Coteaux, 6) Clichy aguas abajo**

Para SS, DQO, COT, NTK y Cu: Concentraciones de escorrentía superficial d50 y d90.

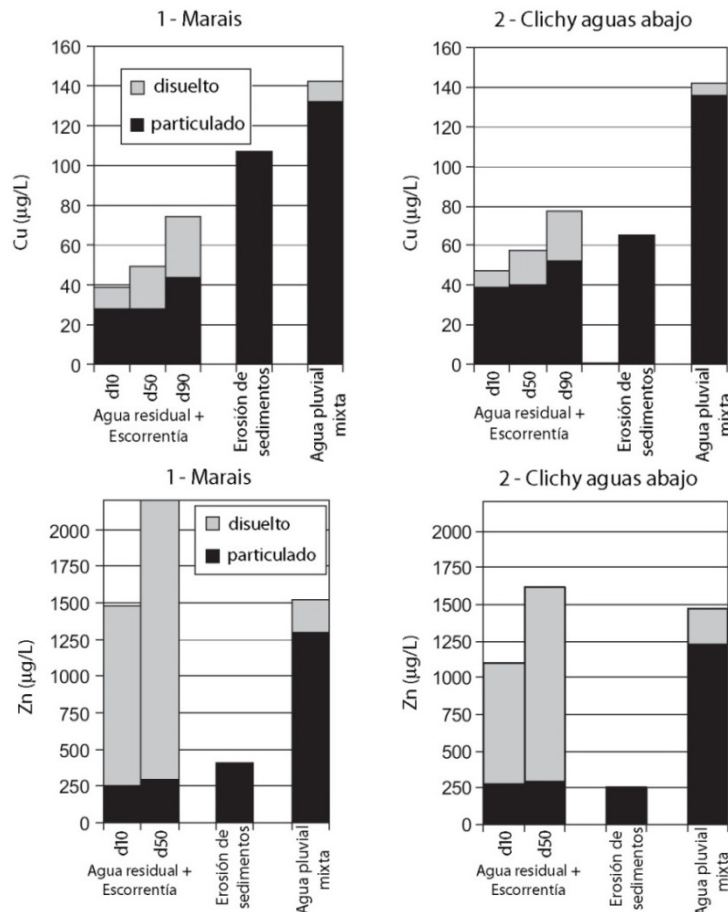
Para el Zn: concentraciones de escorrentía superficial d10 y d50.

Para HAPs: Concentraciones de escorrentía superficial d10, d50 y d90.

**Figura 3-18. Contribución del agua residual de tiempo seco, la escorrentía superficial y los sedimentos depositados en la red a las cargas de contaminación en tiempo de lluvia (SS, materia orgánica, metales pesados y HAPs) (Gasperi et al., 2010).**

Uno de los fenómenos a los que este estudio de Gasperi et al. (2010) también da explicación es al aumento del porcentaje en fase particulada de los metales en las aguas

pluviales de red unitaria. Para ello en cada cuenca se analizaron los metales Cu y Zn tanto en fase disuelta como particulada en la escorrentía superficial y en el agua pluvial mixta de red. Los resultados ponen de manifiesto que en el agua pluvial mixta los metales se presentan mayoritariamente en forma particulada (84 – 95%) mientras que en la escorrentía superficial este valor es para el Cu y el Zn de >57% y <25% respectivamente. El aumento en la red de la fase particulada de los metales puede ser debido a reacciones de precipitación o complejación, o adsorción a los sólidos en suspensión o a los sedimentos. A modo de ejemplo, se presentan los resultados obtenidos en dos de las cuencas estudiadas, la más pequeña (“Le Marais”) y en la más grande (“Clichy aguas abajo”). En ambos casos los resultados son muy similares.



Agua residual + Escorrentía = suma de agua residual de tiempo seco y escorrentía superficial que entra en la red unitaria.

Agua pluvial mixta = agua residual de tiempo de lluvia a la salida de la red unitaria.

Erosión de sedimentos = potencial contribución del lavado de sedimentos orgánicos depositados en la red.

**Figura 3-19. Transferencia de las fracciones disuelta y particulada de Cu y Zn en las cuencas unitarias de “Marais” y “Clichy aguas abajo” (Gasperi et al. 2010).**

Volviendo a los comienzos en los estudios en las redes unitarias, años setenta en los Estados Unidos y más tarde en Europa y Japón, cabe señalar que no se elaboró una evaluación estadística, parecida a los estudios disponibles para la escorrentía urbana del NURP, para los reboses de alcantarillado unitario. La tabla 3-31 (Novotny, 1994) presenta antiguos datos estadísticos de la contaminación de los reboses de alcantarillado unitario y su comparación con los efluentes secundarios.

**Tabla 3-31. Comparación de concentraciones en los DSU y los efluentes secundarios.**

<b>COMPARACIÓN DE CONCENTRACIONES EN LOS REBOSES DE ALCANTARILLADO UNITARIO Y LOS EFLUENTES SECUNDARIOS.<sup>1</sup></b>			
<b>Parámetros</b>	<b>Concentración media (mg/L)</b>		
	<b>RAU o DSU</b>	<b>Efluentes secundarios</b>	<b>Escurrentía<sup>2</sup></b>
<b>DBO<sub>5</sub></b>	115	30	10-13
<b>SS</b>	370	30	141-224
<b>Nitrógeno total</b>	9-10	30	2-3
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	1.9	12	0.5-0.8
<b>Plomo<sup>3</sup></b>	0.37	0.04	0.2
<b>Coliformes totales (NMP/100 ml)</b>	10 <sup>5</sup> -10 <sup>7</sup>	-	10 <sup>3</sup> -10 <sup>5</sup>

<sup>1</sup>Después de U.S. EPA (1978)

<sup>2</sup>Datos del NURP

<sup>3</sup>Condiciones que reflejan los niveles de plomo antes de la prohibición de la gasolina con plomo en los Estados Unidos (año de prohibición: 1-1-1996).

A pesar de que las características presentadas en la tabla anterior son antiguas, proporcionan la comparación de los valores medios de un gran número de comunidades estadounidenses con red unitaria.

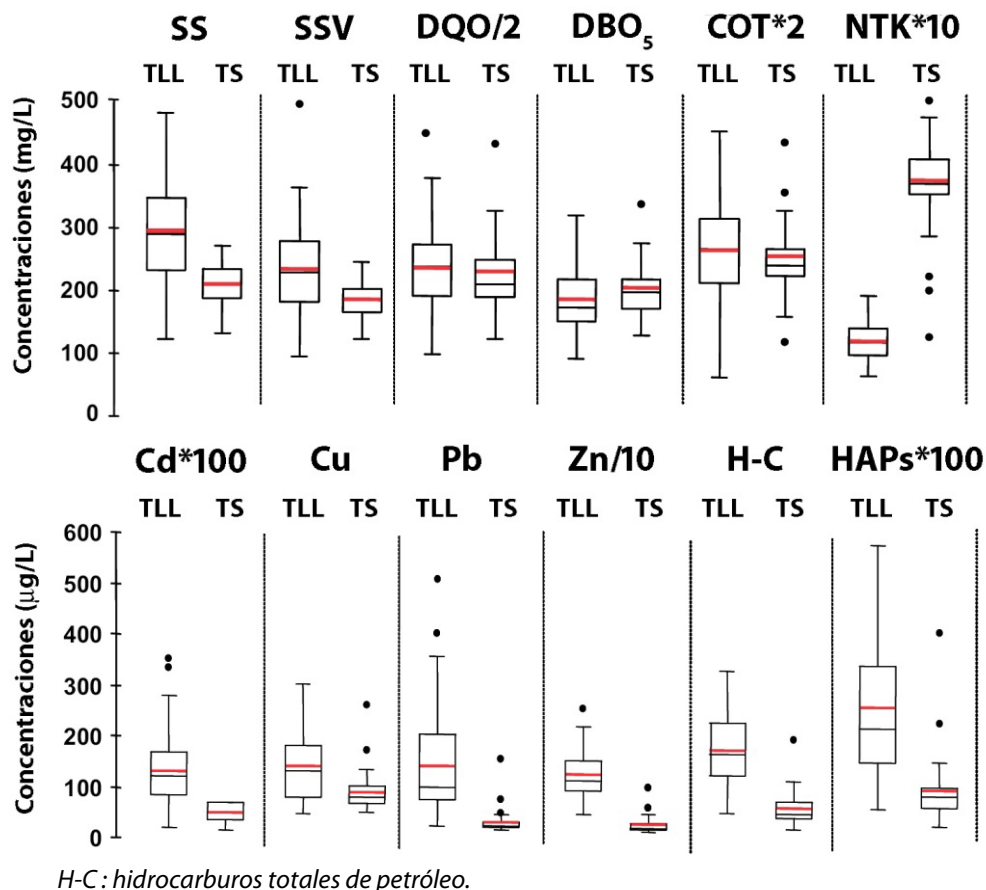
En la siguiente tabla se presentan los valores, encontrados en la bibliografía, de concentraciones de aguas de rebores o descargas en tiempo de lluvia desde redes unitarias.

**Tabla 3-32. Valores encontrados en la literatura de concentraciones en los rebores de redes unitarias en tiempo de lluvia (Suárez, 1994).**

<b>PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA</b>	<b>ALEMANIA Varias fuentes [1]</b>	<b>GRAN BRETAÑA ELLIS (1989) [2]</b>	<b>NOVOTNY (1991) [3]</b>	<b>LAGER (1977) [4]</b>	<b>METCALF - EDDY (1991) [5]</b>	<b>ELLIS (1986) [6]</b>	<b>HOLANDA NWRW (1991) [7]</b>	<b>AGUA RESIDUAL TÍPICA METCALF - EDDY [5]</b>	<b>EFLUENTE EDAR TÍPICO</b>
<b>SÓLIDOS SUSPENSIÓN SS (mg/L)</b>	45 - 55	176 - 647 (425)	100 - 1100	273 - 551 (370)	270 - 550	100 - 1000	105 - 320	100 - 350	(20)
<b>DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO DBO<sub>5</sub> (mg/L)</b>	12 - 82	43 - 225 (90)	60 - 200	59 - 222 (115)	60 - 220	60 - 200	40 - 124	110 - 400	(20)
<b>DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO DQO (mg/L)</b>	80 - 230	250 - 530 (380)	----	264 - 481 (367)	260 - 480	----	148 - 389	250 - 1000	----
<b>NITRÓGENO AMONIAAL (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (mg/L)</b>	3.8 - 11.7	3.1 - 8.0 (6.0)	----	----	----	----	----	12 - 50	----
<b>NITRÓGENO TOTAL (mg/L)</b>	6.7 - 16.3	2.1 - 28.5 (8.3)	3 - 24	4.3 - 16.6 (9.1)	4 - 17	3 - 24	----	20 - 85	(30)
<b>FÓSFORO TOTAL (mg/L)</b>	1.8 - 2.7	6.5 - 14.0 (10.0)	1 - 11	1.23 - 2.78 (1.95)	1.2 - 2.8	1 - 11	2 - 5	4 - 15	(10)
<b>PLOMO (mg/L)</b>	0.01 - 0.1	0.08 - 0.45 (0.25)	(0.4)	0.14 - 0.60 (0.37)	0.14 - 0.60	0.4	0.04 - 01	----	----
<b>ZINC (mg/L)</b>	0.06 - 0.4	0.10 - 1.07 (0.87)	----	----	----	----	0.04 - 0.05	----	----
<b>ACEITES (mg/L)</b>	----	----	----	----	----	----	----	----	----
<b>COLIFORMES TOTALES (UFC/100 ml)</b>	----	----	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	----	----	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	----	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>9</sup>	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>6</sup>
<b>COLIFORMES FECALIS (E. Coli) (UFC/100 mL)</b>	----	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>8</sup>	----	10 <sup>2</sup> - 10 <sup>3</sup>	2.10 <sup>5</sup> - 10 <sup>6</sup>	----	----	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>8</sup>	----

[1] ALEMANIA, VARIAS FUENTES: Goettle (1978), Paulsen (1984), Klein (1982), Grottker (1987), Durchschlag (1987), Grottker (1989), citados por MARSALKE, J. et al (1993); [2] ELLIS, J.B. (1989); [3] NOVOTNY, V.; OLEM, H. (1994); [4] LAGER J.A., et al., (1977); [5] METCALF & EDDY, (1991); [6] ELLIS, J.B. (1986); [7] NWRW (1991).

Un estudio fundamental de caracterización de concentraciones y cargas de contaminación movilizadas en tiempo de lluvia en las redes unitarias llevado a cabo en los últimos años pertenece al citado programa OPUR2. En este trabajo se muestrearon un total de 27 sucesos pluviométricos en 6 cuencas urbanas unitarias situadas en la margen derecha del río Sena en la ciudad de París, con extensiones que comprenden desde 42 ha hasta 2581 ha. La impermeabilidad de las cuencas oscila entre el 64% y el 73% y su población entre 12.000 y 620.000 habitantes. Los resultados obtenidos, en tiempo de lluvia, de las concentraciones de los parámetros de contaminación analizados en las 6 cuencas se han agregado y comparado con los obtenidos en tiempo seco (Kafi et al., 2008).



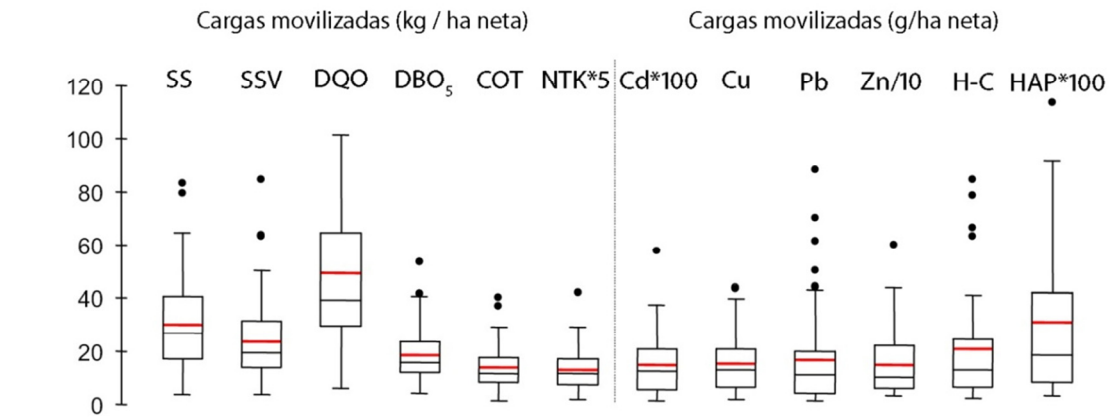
H-C: hidrocarburos totales de petróleo.

**Figura 3-20. Diagramas de distribución de concentraciones de contaminantes en tiempo seco y de lluvia en las cuencas del programa OPUR2 (Kafi et al., 2008).**

Puede observarse en la figura anterior la existencia de una mayor variabilidad en las concentraciones de los contaminantes en tiempo de lluvia. Los valores de concentración medios de SS, SSV, metales e hidrocarburos de petróleo y los aromáticos policíclicos son superiores en tiempo de lluvia. Sin embargo, el NTK es inferior influido por el efecto dilución del N amoniacal durante los episodios pluviométricos debido a su naturaleza disuelta. Cabe destacar también que los valores medios de concentración de los consumidores de oxígeno DQO y DBO<sub>5</sub> son similares en tiempo seco y de lluvia.

Los resultados agregados de las cargas movilizadas de cada contaminante por hectárea neta o impermeable se presentan en la siguiente figura.

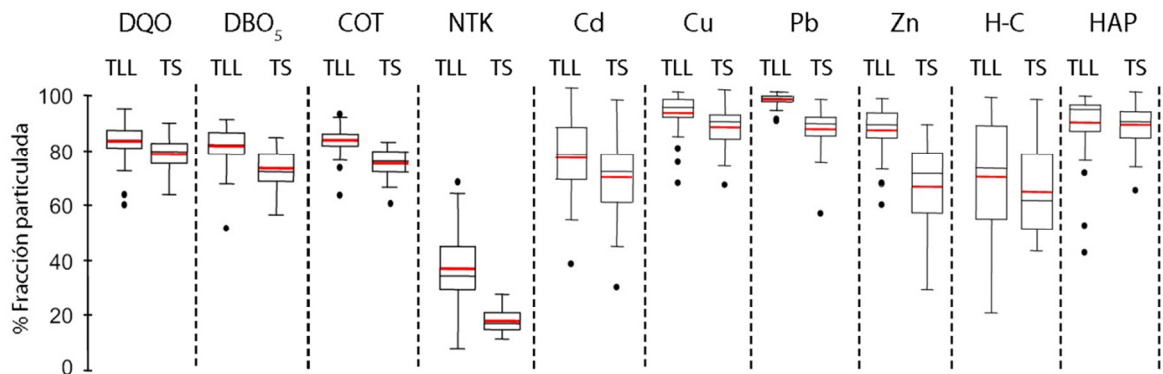




H-C: hidrocarburos totales de petróleo.

**Figura 3-21. Diagramas de distribución de las cargas específicas de contaminantes movilizados en tiempo seco y de lluvia en las cuencas del programa OPUR2 (Kafi et al., 2008).**

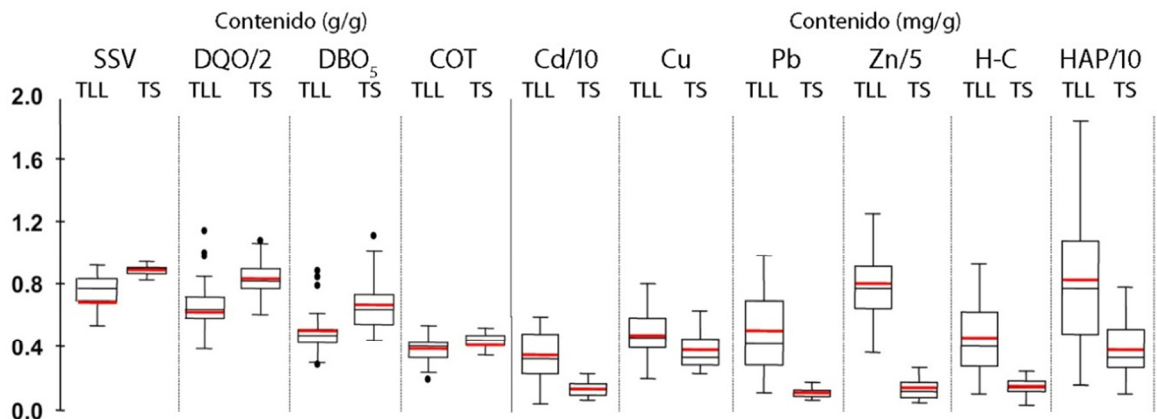
En este estudio también se han comparado los resultados agregados del porcentaje de fracción particulada en tiempo seco y de lluvia para cada contaminante y se evidencia una tendencia general al aumento de la misma durante los eventos pluviométricos.



H-C: hidrocarburos totales de petróleo.

**Figura 3-22. Diagramas de distribución del porcentaje de fracción particulada de cada contaminante en tiempo seco y de lluvia en las cuencas del programa OPUR2 (Kafi et al., 2008).**

En el análisis del contenido de cada contaminante en los sólidos en suspensión se refleja una mayor cantidad de metales e hidrocarburos en los flujos de las redes unitarias en tiempo de lluvia.



H-C: hidrocarburos totales de petróleo.

**Figura 3-23. Diagramas de distribución del contenido de cada contaminante en tiempo seco y de lluvia en las cuencas del programa OPUR2 (Kafi et al., 2008).**

El tratamiento estadístico de los resultados de concentraciones medias de suceso (CMS) de las cuencas estudiadas en el programa OPUR2 y la comparación de los datos con la bibliografía se presentan en la siguiente tabla. Los valores que se presentan para cada parámetro son la mediana y los percentiles 10 y 90 obtenidos.

**Tabla 3-33. Concentraciones medias de suceso (d10-d90, mediana) en las cuencas del programa OPUR2 y comparación con bibliografía (Kafi et al., 2008).**

CUENCAS	SS (mg/L)	SSV (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	COT (mg/L)	NTK (mg/L)	Cd (µg/L)	Cu (µg/L)	Pb (µg/L)	Zn (µg/L)	Hidrocarburos de petróleo (µg/L)	HAPs (µg/L)
<b>Marais</b>	198–495	152–333	297–737	108–290	73–200	13–29	1.10–2.41	71–267	82–396	982–1938	141–265	1.11–4.53
	303	227	476	241	139	20	1.7	160	188	1467	179	1.95
<b>Sébastopol</b>	144–358	131–290	281–539	145–222	86–168	19–33	0.54–1.52	62–266	35–159	870–1760	76–254	1.0–3.08
	267	214	380	186	135	25	1.1	110	85	1090	173	2.1
<b>Quais</b>	162–339	124–279	281–561	121–216	73–170	19–36	0.30–1.29	67–172	34–195	602–1352	64–170	1.1–2.0
	233	170	351	131	104	24	0.87	90	62	810	85	1.7
<b>Clichy centro</b>	174–317	148–257	292–474	119–207	85–140	15–35	0.70–1.46	76–159	72–230	773–1390	54–210	1.4–3.5
	250	206	405	151	123	25	0.9	120	93	1040	154	2.1
<b>Coteaux</b>	277–401	211–325	409–682	140–209	130–199	20–36	1.02–3.01	123–225	90–337	1246–2040	155–314	3.6–5.2
	381	283	569	190	158	30	2.02	175	133	1540	275	4
<b>Clichy aguas abajo</b>	203–343	153–253	327–504	114–219	94–153	15–39	0.62–1.71	80–180	59–289	770–1850	113–215	1.7–4.9
	265	184	406	142	116	25	1.05	130	118	1094	150	2.4
<b>TODAS tiempo de lluvia</b>	174–403	135–317	286–633	116–244	77–181	15–35	0.64–2.03	66–231	55–289	760–1832	68–276	1.04–4.81
	279	213	432	158	121	25	1.2	130	98	1120	168	2.12
<b>TODAS tiempo seco<sup>a</sup></b>	157–243	140–211	315–528	133–211	97–147	30–43	0.28–0.70	60–115	16–34	131–388	31–94	0.37–1.12
	198	171	388	181	116	36	0.5	81	22	172	44	0.8
<b>Marais (1996–1997)<sup>b</sup></b>	121–519	87–331	190–639	81–262	–	–	0.8–3.3	58–208	132–377	1024–3343	57–312	<0.01–0.9
	221	140	331	139	–	–	1.5	117	211	1530	169	0.2
<b>Marais - Escorrentía superficial<sup>c</sup></b>	30–75	15–40	43–113	8–25	–	–	1.4–4.1	37–131	257–724	2297–8877	72–342	0.34–1.86
	36	20	56	11	–	–	1.8	56	425	3199	157	0.76
<b>Base de datos Qastor<sup>d</sup></b>	267–570	215	381–632	118–231	–	24–29	6–26	–	198–566	837–2276	–	–
	421	–	478	153	–	27	13	–	393	1395	–	–
<b>Bibliografía<sup>e</sup></b>	281–394	–	306–537	103–220	–	17–43	–	–	10–90	–	–	0.5–1.6
	309	–	394	155	–	31	–	–	–	–	–	–

<sup>a</sup> Datos obtenidos en tiempo seco en las 6 cuencas (Gasperi et al., 2008b).

<sup>b</sup> Datos obtenidos en tiempo de lluvia en la cuenca Marais entre 1996 y 1997 (Gromaire, 1998; Garnaud, 1999; Gonzalez, 2001).

<sup>c</sup> Datos de escorrentía superficial de la cuenca Marais (Gromaire, 1998; Garnaud, 1999; Gonzalez, 2001).

<sup>d</sup> Valores extraídos de la base datos Qastor (Saget, 1994).

<sup>e</sup> Bibliografía (Díaz-Fierros et al., 2002; Lee y Bang, 2000; Rule et al., 2006; Suárez y Puertas, 2005).

Del análisis de la tabla anterior se extraen las siguientes conclusiones:

- Los valores medianos obtenidos en el OPUR2 de las CMS de los parámetros de contaminación estudiados son mayores que las concentraciones medias diarias de tiempo seco para todos los contaminantes excepto la DBO<sub>5</sub> (cuyos valores son similares) y el NTK.
- Los valores medianos de CMS obtenidos en el OPUR2 para los metales pesados, hidrocarburos de petróleo y HAPs son muy superiores a los de tiempo seco.
- Los valores medianos de CMS obtenidos en todos los estudios de cuencas unitarias presentados oscilan entre 220 – 420 mg/L para los SS, 330 – 480 mg/L para la DQO, 140 – 160 mg/Lm para la DBO<sub>5</sub> y entre 25 – 30 para el NTK.

Los resultados de las cargas movilizadas de cada contaminante por hectárea neta de cuenca se han comparado con los obtenidos en la cuenca “Le Marais” durante el programa OPUR1 y en la caracterización de la escorrentía superficial de dicha cuenca.

**Tabla 3-34. Cargas movilizadas de contaminante por hectárea neta (d10-d90, mediana) en las cuencas del programa OPUR2 y comparación con estudios previos en “Le Marais” (Kafi et al., 2008).**

CUENCAS	SS (kg/ha neto)	SSV (kg/ha neto)	DQO (kg/ha neto)	DBO <sub>5</sub> (kg/ha neto)	COT (kg/ha neto)	NTK (kg/ha neto)	Cd (g/ha neto)	Cu (g/ha neto)	Pb (g/ha neto)	Zn (g/ha neto)	Hidrocarburos de petróleo (g/ha neto)	HAPs (g/ha neto)
<b>Marais</b>	15–56	11–43	25–87	12–38	7–23	1–4	0.08–0.38	8–31	9–44	77–338	5–62	65–439
	31	19	45	16	11	2	0.16	14	14	138	13	106
<b>Sébastopol</b>	7–34	7–27	13–55	10–22	4–16	1–4	0.04–0.19	3–19	2–20	33–206	6–17	36–192
	19	15	29	15	9	2	0.09	9	5	79	10	175
<b>Quais</b>	11–31	9–20	21–38	8–21	6–13	1–3	0.02–0.09	5–18	2–19	40–132	4–45	84–350
	15	11	26	12	8	2	0.06	6	4	54	7	93
<b>Clichy centro</b>	24–60	20–44	37–84	14–27	11–21	2–4	0.08–0.22	12–29	9–42	94–273	4–56	104–523
	35	31	57	22	17	3	0.16	14	13	142	19	215
<b>Coteaux</b>	10–85	8–68	16–143	5–43	5–39	1–5	0.04–0.32	5–33	3–41	44–281	9–43	76–352
	28	19	41	12	11	2	0.14	10	9	99	20	113
<b>Clichy aguas abajo</b>	20–54	14–36	33–76	12–25	2–20	2–4	0.04–0.29	8–34	4–52	62–339	10–48	156–352
	31	21	48	21	13	3	0.21	15	17	164	17	251
<b>TODAS tiempo de lluvia</b>	11–61	9–43	19–87	9–33	6–24	1–4	0.04–0.28	4–31	2–42	42–274	4–64	50–426
	27	19	39	16	11	2	0.1	13	11	98	13	142
<b>Marais (1996- 1997)<sup>a</sup></b>	9–37	7–23	15–52	6–20	–	–	0.07–0.31	6–29	7–53	95–359	6–37	9–123
	18	13	28	11			0.18	10	22	172	14	55
<b>Marais - Escorrentía superficial<sup>b</sup></b>	1.0–2.4	0.5–1.3	1.4–3.6	0.3–0.8	–	–	0.04–0.13	1.2–4.2	8.2–23.1	73–283	2.3–10.9	10.9–59.4
	1.1	0.6	1.8	0.4			0.06	1.8	13.6	102	5	24.3

<sup>a</sup> Datos obtenidos en tiempo de lluvia en la cuenca "Marais" entre 1996 y 1997 (Gromaire, 1998; Garnaud, 1999; Gonzalez, 2001).

<sup>b</sup> Datos de escorrentía superficial de la cuenca "Marais"

Una de las principales conclusiones del OPUR2, como ya se ha comentado, consiste en que no se aprecian divergencias en los comportamientos de las cuencas urbanas de red unitaria debido a su extensión.

Otros estudios recientes destacables de caracterización de aguas pluviales en cuencas unitarias son los realizados por Barco et al., (2008) y Kim et al., (2007). En el primero de ellos se analizó una pequeña cuenca en el norte de Italia de unas 13 ha llamada “Cascina Scala” con una impermeabilidad del 62%. El tratamiento estadístico de la caracterización de los 23 sucesos muestreados se presenta en la siguiente tabla.

**Tabla 3-35. Tratamiento estadístico de los resultados obtenidos en los sucesos caracterizados en la cuenca “Cascina Scala” (Barco et al., 2008).**

Concentraciones (mg/L)	DQO	DBO <sub>5</sub>	SS	N total	N amoniacal	P total	Pb	Zn
<b>Media</b>	563	276	507	22	7.8	3.0	0.26	0.62
<b>Mediana</b>	330	160	335	18	6.3	2.2	0.08	0.41
<b>Desviación estándar</b>	648	317	512	18	6.4	3.1	1.12	0.91
<b>Máximo</b>	5080	2120	3880	129	39.6	26.9	13.1	9.73
<b>Mínimo</b>	28	8	20	2	0.5	0.2	0.001	0.001

El trabajo publicado por Kim et al., (2007) se centró en la caracterización de 5 DSUs en una cuenca unitaria de la ciudad de Daejeon (Corea del Sur) de tipo urbano, predominantemente residencial con una población de 16.000 habitantes y una superficie

total de 136 ha, la impermeabilidad es de un 65%. Las concentraciones medias obtenidas y su comparación con las de tiempo seco se presentan a continuación.

**Tabla 3-36. Concentraciones medias obtenidas en una cuenca unitaria de la ciudad de Daejeon en Corea del Sur (Kim et al. 2007).**

<b>Parámetros (mg/L)</b>	<b>DSUs</b>					<b>Tiempo seco</b>
	<b>1º</b>	<b>2º</b>	<b>3º</b>	<b>4º</b>	<b>5º</b>	
<b>SS</b>	45	812	587	212	208	48.6
<b>DQO</b>	199	671	493	373	239	260
<b>DBO<sub>5</sub></b>	87	198	170	132	60	82
<b>N total</b>	—	20.3	15.4	14.2	13.8	14.9
<b>P total</b>	8.7	19.5	14	14.1	7.1	11.2

De la tabla anterior es destacable comentar que las concentraciones medias de los contaminantes analizados son, en general, superiores en los vertidos de DSU con respecto a los de tiempo seco.

### **3.5.1. Resultados de estudios realizados sobre caracterización de flujos de contaminación en sistemas unitarios en tiempo de lluvia en España.**

En este apartado se exponen los resultados de estudios de caracterización de aguas pluviales en cuencas unitarias realizados en España hasta el momento. Estos resultados, junto con los de la cuenca “Ensanche” estudiada en esta tesis, pasarán a formar parte de la base de datos de aguas pluviales denominada “Base GEAMA” (Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente), la cual dispone de resultados de caracterización de aguas obtenidos en cuencas unitarias, separativas y de viales y autopistas.

#### **3.5.1.1. Resultados Galicia**

El Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente de la Universidade da Coruña ha realizado varios estudios tanto de caracterización de aguas pluviales en cuencas urbanas como de evaluación de los rendimientos de sistemas de control y tratamiento de reboses (SCTR).

En Santiago de Compostela se estudió el funcionamiento hidráulico y de la movilización de la contaminación durante sucesos de lluvia en una cuenca unitaria y otra separativa cuyos resultados fueron presentados en la tesis doctoral de Cagiao en 2002.

La cuenca unitaria “Cancelón”, también en Santiago de Compostela, dispone de un depósito de detención-aliviadero de aguas pluviales cuyos rendimientos de eliminación de contaminación han sido estudiados en la tesis doctoral de Beneyto en 2004.

A continuación se presentarán las principales conclusiones de los resultados obtenidos en la caracterización de las aguas pluviales de las cuencas unitarias estudiadas en las tesis comentadas de Cagiao y Beneyto, denominadas “Santiago Este” y “Cancelón” respectivamente.

##### **3.5.1.1.1. Cuenca “Santiago Este”**

Esta cuenca unitaria compostelana, que engloba las subcuencas de Fontiñas, Avenida de Lugo, Cancelón y Bombeo Colegiata del Sar, tiene una superficie aproximada de 265 ha

con un 56% de impermeabilidad. Sus usos de suelo fundamentales son el residencial y el comercial. Una de las características más singulares es su fuerte pendiente media, del orden del 5%.

Para realizar este estudio se estableció una sección de control en el punto final de desagüe de la cuenca de "Santiago Este", en la que se registraron valores en continuo de caudal y, de forma discreta, de contaminación a través de los muestreos tanto de las aguas residuales de tiempo seco como de los sucesos de lluvia. También se instaló un pluviómetro dentro de la cuenca para medir la precipitación.

La campaña de tiempo seco se realizó durante veinticuatro horas, en las que se recogió una muestra simple cada hora hasta completar el total de veinticuatro. Se capturaron y analizaron un total de once sucesos de lluvia ocurridos entre marzo de 1998 y septiembre de 1999.

A continuación se presentan las conclusiones principales a las que se llegó tras el análisis de los datos obtenidos.

De la comparación entre la concentración media diaria de tiempo seco (CMDTS) de los diferentes contaminantes analizados en la cuenca de "Santiago Este" y el valor medio de las concentraciones medias de suceso ( $CMS_{med}$ ) de los once sucesos de lluvia analizados se concluyó que, salvo para la DQO y el Mn que muestran un fenómeno de dilución en tiempo de lluvia, los contaminantes analizados (SS, carbono orgánico disuelto (COD), Al, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb) presentan mayores concentraciones en tiempo de lluvia que en tiempo seco. En la tabla siguiente se resume la información relativa a la concentración media de tiempo seco y el valor medio de la concentración media de suceso para cada uno de los contaminantes analizados en esta cuenca.

**Tabla 3-37. Resultados obtenidos en la cuenca "Santiago Este" (Cagiao, 2002).**

<b>Cuenca unitaria "Santiago Este"</b>				
<b>Contaminante</b>	<b>Unidades</b>	<b>CMDTS(1)</b>	<b><math>CMS_{med}</math>(2)</b>	<b>(2)/(1)</b>
<b>SS</b>	mg/L	159	415	2.6
<b>DQO</b>	mg/L	226.0	184.3	0.8
<b>COD</b>	mg/L	26.47	38.00	1.4
<b>Al</b>	mg/L	3.0	4.9	1.6
<b>Mn</b>	µg/L	466	152	0.3
<b>Fe</b>	mg/L	2.2	7.4	3.3
<b>Ni</b>	µg/L	10.6	20.2	1.9
<b>Cu</b>	µg/L	111	203	1.8
<b>Zn</b>	µg/L	248	366	1.5
<b>Cd</b>	µg/L	0.43	0.80	1.8
<b>Pb</b>	µg/L	32.4	133.0	4.1

El aporte de masa de contaminantes por parte de la cuenca en tiempo de lluvia fue, para todos los contaminantes analizados, muy importante. Esto indica su existencia y la capacidad de la escorrentía para movilizarlos. Consideró de poca importancia la influencia del fenómeno de resuspensión en red, ya que la pendiente media de la cuenca es del orden del 5%. En la siguiente tabla se muestra el factor multiplicador de masa entre tiempo seco y tiempo de lluvia para los contaminantes analizados.

**Tabla 3-38. Factores multiplicadores de masas entre tiempo seco y tiempo de lluvia (Cagiao, 2002).**

<b>Contaminante</b>	<b>Factor multiplicador</b>
<b>SS</b>	15
<b>COD</b>	8
<b>Pb</b>	25
<b>Resto de los metales pesados</b>	10-20

En general, los metales pesados manifestaron una tendencia clara a presentarse asociados a la fase particulada de la materia sólida presente en las aguas analizadas.

Tanto los sólidos en suspensión como los metales pesados asociados a la fase particulada de la materia sólida presente manifestaban un fenómeno de adelantamiento en el tiempo de la movilización de su masa respecto al volumen de agua del suceso, más acentuado que los sólidos disueltos y que la masa de metales asociados a la fase disuelta, respectivamente.

Los sucesos de lluvia, en general, agotan la masa de contaminación acumulada en la cuenca durante los periodos de tiempo seco.

Se halló una correlación significativa, y de sentido positivo, entre el comportamiento de la CMS<sub>SS</sub>, las CMS de los metales pesados Cu, Pb y Zn y la CMS del COD, todo lo cual apunta a que la CMS<sub>SS</sub> puede jugar el papel de “trazador” del resto de contaminantes a la hora de realizar una estimación de la masa de metales y del COD vertidos al medio receptor a través de aliviaderos durante las DSU.

#### 3.5.1.1.2. Cuenca “Cancelón”

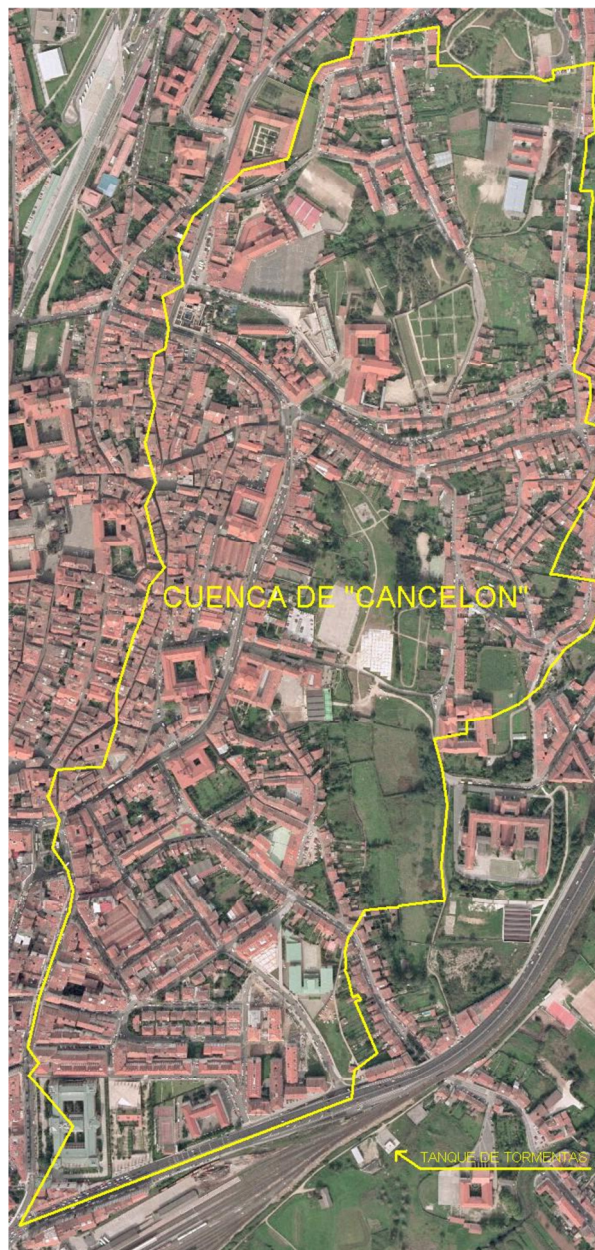
La cuenca unitaria de “Cancelón” (Santiago de Compostela) tiene una superficie total de 80 ha de tipo mixto, con zonas rurales y zonas más urbanas, la superficie neta impermeable es de 45 ha aproximadamente. La población residente es unos 11.500 habitantes.

El sistema de alcantarillado es mayoritariamente unitario, aunque algunas zonas de más reciente urbanización disponen de sistema separativo. El grado de la infiltración en la red es notable. Como elemento de control y tratamiento de reboses en tiempo de lluvia se encuentra en la parte inferior de la cuenca un depósito-aliviadero que regula el caudal que se envía a la depuradora. El volumen total del depósito es de unos 630 m<sup>3</sup> y es capaz de almacenar 14 m<sup>3</sup> por hectárea neta de cuenca. Se instaló un pluviómetro en la cuenca para el registro de las precipitaciones y una sonda multiparamétrica a la entrada del depósito para la medición en continuo de pH, conductividad y temperatura de las aguas afluentes al tanque.

La campaña de campo tuvo una duración aproximada de un año, desde abril de 2002 hasta marzo de 2003, en la que se obtuvieron muestras simples horarias durante 4 días, laborables y de fin de semana, sin pluviometría con el objetivo de caracterizar la contaminación de las aguas residuales de tiempo seco.

En tiempo de lluvia se capturaron 13 sucesos en los que se analizaron parámetros de contaminación básicos (DQO total y sedimentable, DBO<sub>5</sub>, COT, P total y disuelto, NTK y amoniacal, pH, conductividad, turbidez y todas las fracciones de sólidos) y, en 4 de los

sucesos, se analizaron los metales Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb y Hg en su fracción disuelta y particulada. Además de todos estos contaminantes, en las muestras de tiempo seco, se midieron coliformes totales y fecales.



**Figura 3-24. Vista aérea de la cuenca "Cancelón en Santiago de Compostela (Beneyto, 2004).**

Los estudios realizados en la cuenca de "Cancelón" (Santiago de Compostela) confirman la tendencia observada en "Santiago Este" al presentarse los sólidos en suspensión y los metales (concretamente las fracciones particuladas) en concentraciones más elevadas en tiempo de lluvia que en tiempo seco. Sin embargo, las CMS de los contaminantes asociados a materia orgánica y los nutrientes son menores durante los episodios de lluvia.

En las siguientes tablas se muestran los valores máximos de las concentraciones medidas en el laboratorio para todos los sucesos. Se han resaltado en negrita los valores máximos de estas concentraciones máximas.

**Tabla 3-39. Análisis de valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos para los parámetros básicos en “Cancelón” (Beneyto, 2004).**

Parámetros básicos	CONCENTRACIONES MÁXIMAS (mg/L)														
	SUC_20405	SUC_20417	SUC_20504	SUC_20517	SUC_20607	SUC_20712	SUC_21008	SUC_21022	SUC_21024	SUC_21027	SUC_21102	SUC_21110	SUC_30218	MÁXIMO	MEDIA
ST	286	2044	998	516	916	1378	3464	466	508	728	456	744	790	3464	1023
SV	154	1312	594	292	550	880	1892	100	172	172	136	354	502	1892	547
SF	158	732	404	224	366	552	1572	412	336	556	328	390	296	1572	487
SDT	170	272	170	232	240	328	412	192	128	130	138	196	258	412	220
SDV	60	102	36	84	102	212	86	64	42	38	74	100	85	212	83
SDF	122	188	134	148	142	120	326	158	122	110	120	104	202	326	154
SST	190	1772	912	354	676	1172	3052	346	386	636	352	548	578	3052	844
SSV	118	1210	576	240	452	756	1806	44	160	170	80	262	417	1806	484
SSF	72	562	336	170	256	436	1246	322	260	466	272	286	224	1246	378
NTK	-	50	30	28	57	67	103	22	21	24	15	31	71	103	43
Nitrógeno amoniacal	30	24	16	13	23	26	21	9	3	10	3	6	7	30	15
Fósforo total	-	13	15	5	19	16	24	6	6	5	2	11	8	24	11
Fósforo disuelto	-	6	1	1	2	3	4	1	1	1	1	1	1	6	2
COT	-	131	19	-	-	-	75	-	-	-	-	-	25	131	63
DBO <sub>5</sub>	80	410	235	159	293	-	760	69	85	52	63	190	255	760	221
DQO total	193	1319	467	329	684	860	2497	223	280	200	272	477	485	2497	637
DQO sedimentable	137	1046	287	194	399	651	2370	102	215	137	212	324	283	2370	489

**Tabla 3-40. Valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos para los metales en “Cancelón” (Beneyto, 2004).**

Metales	CONCENTRACIONES MÁXIMAS (µg/L)			
	SUC_20417	SUC_20504	SUC_21008	SUC_30218
Al	9508	8261	<b>28450</b>	8987
Cr	20	23	<b>57</b>	25
Mn	255	158	<b>1923</b>	293
Fe	9815	7096	<b>33460</b>	8824
Ni	22	21	<b>76</b>	20
Cu	395	217	<b>784</b>	111
Zn	355	478	<b>1436</b>	254
As	2.9	5.3	<b>45.0</b>	9.1
Cd	1.0	1.2	<b>2.0</b>	0.4
Pb	267	193	<b>637</b>	175
Hg	3.5	1.7	2.6	<b>3.5</b>
Al (disuelto)	<b>85</b>	78	79	58
Cr (disuelto)	0.0	1.2	<b>1.9</b>	0.3
Mn (disuelto)	61	77	<b>592</b>	161
Fe (disuelto)	101	297	<b>568</b>	224
Ni (disuelto)	2.7	3.0	<b>5.2</b>	3.0
Cu (disuelto)	<b>38</b>	23	17	12
Zn (disuelto)	134	74	<b>223</b>	73
As (disuelto)	2.9	3.4	<b>6.4</b>	2.6
Cd (disuelto)	<b>0.1</b>	0.0	0.0	0.0
Pb (disuelto)	<b>7.2</b>	4.2	5.1	1.6
Hg (disuelto)	<b>0.6</b>	0.4	0.2	0.1

En las tablas anteriores se observa que los valores de sólidos totales (ST) y en suspensión (SST), con valores máximos de 3464 y 3052 mg/L, son, respectivamente, 8.7 y 24.7 veces superiores a la contaminación media de tiempo seco. Los valores de la DBO<sub>5</sub> y la DQO total, con valores máximos de 760 y 2497, son 3.9 y 6.5 veces las concentraciones medias de



tiempo seco, respectivamente. En cuanto a los metales, se llegan a alcanzar valores de concentraciones de Cu, Zn y Pb de 784, 1436 y 637 µg/L respectivamente, lo que supone 14.5, 16.2 y 21.4 veces sus concentraciones medias de tiempo seco.

A continuación se presentan los valores de CMS obtenidos en esta cuenca piloto en los sucesos muestreados. Se marcan en negrita los valores máximos obtenidos.

**Tabla 3-41. Análisis de CMS obtenidas para los parámetros básicos en “Cancelón” (Beneyto, 2004).**

Parámetros básicos	CMS (mg/L)														
	SUC_20405	SUC_20417	SUC_20504	SUC_20517	SUC_20607	SUC_20712	SUC_21008	SUC_21022	SUC_21024	SUC_21027	SUC_21102	SUC_21110	SUC_30218	MÁXIMO	MEDIA
ST	216	675	513	274	395	471	1441	296	313	253	265	265	371	1441	442
SV	102	394	238	107	183	261	389	77	94	109	80	120	191	394	180
SF	114	281	275	167	211	211	1052	218	219	144	184	146	181	1052	262
SDT	104	136	86	74	108	200	194	130	86	69	79	104	120	200	115
SDV	37	31	14	34	62	119	48	45	24	8	22	49	52	119	42
SDF	68	105	72	40	46	81	146	85	61	61	57	55	69	146	73
SST	112	539	427	200	286	271	1248	166	227	184	186	161	251	1248	328
SSV	66	363	224	73	121	142	342	32	70	101	58	70	139	363	139
SSF	46	176	202	128	165	130	906	134	157	83	127	91	112	906	189
NTK	-	37.1	16.9	14.2	31.2	37.2	28	17.5	12	14.5	11.2	22.1	30.9	37	23
Nitrógeno amoniacal	4.1	4.3	1.9	1.3	3.5	9.0	1.3	2.6	0.7	1.8	0.5	2.9	1.9	9.0	2.7
Fósforo total	-	5.9	7.3	1.9	6.9	7.5	9.9	3.7	2.8	2.4	0.9	3.3	2.3	9.9	4.6
Fósforo disuelto	-	2.7	0.1	0.5	0.8	1.4	1.7	0.5	0.6	0.4	0.8	0.6	0.6	2.7	0.9
COT	-	22.5	8.5	-	-	-	48.5	-	-	-	-	-	16.1	49	24
DBO <sub>5</sub>	46	150	73	44	80	-	176	36	36	19	27	56	73	176	68
DQO total	109	435	233	126	195	316	733	101	110	88	136	141	191	733	224
DQO sedimentable	54	330	163	38	103	203	645	28	81	55	104	71	108	645	153

**Tabla 3-42. Valores de CMS obtenidos para los metales en “Cancelón” (Beneyto, 2004).**

Metales	CMS (µg/L)				
	SUC_20417	SUC_20504	SUC_21008	SUC_30218	MEDIA
Al	4052	5192	<b>20307</b>	5998	8887
Cr	3	13	<b>28</b>	16	15
Mn	111	129	<b>812</b>	187	310
Fe	3837	4973	<b>24445</b>	5492	9687
Ni	10	11	<b>38</b>	12	18
Cu	144	104	<b>224</b>	57	132
Zn	150	159	<b>517</b>	127	238
As	2.3	2.7	<b>29.2</b>	6.8	10.2
Cd	0.4	0.3	<b>0.8</b>	0.2	0.4
Pb	90	74	<b>287</b>	73	131
Hg	1.0	0.7	<b>1.1</b>	0.8	0.9
Al (disuelto)	<b>63</b>	30	46	36	44
Cr (disuelto)	0.0	0.2	<b>0.5</b>	0.0	0.2
Mn (disuelto)	36	48	<b>286</b>	71	110
Fe (disuelto)	51	56	<b>118</b>	62	72
Ni (disuelto)	0.2	1.1	<b>2.4</b>	1.3	1.3
Cu (disuelto)	<b>25</b>	8	5	7	11
Zn (disuelto)	<b>72</b>	25	25	37	40
As (disuelto)	2.3	1.9	<b>5.2</b>	2.0	2.8
Cd (disuelto)	<b>0.0</b>	0.0	0.0	0.0	0.0
Pb (disuelto)	<b>3.2</b>	0.8	1.3	0.7	1.5
Hg (disuelto)	<b>0.3</b>	0.1	0.1	0.0	0.1

De los resultados presentados en las dos tablas anteriores se pueden obtener las siguientes conclusiones si se comparan con las concentraciones medias de tiempo seco:

- Hay contaminantes que, durante los sucesos, tienen concentraciones medias superiores a la concentración media de tiempo seco. Ejemplos serían los SST y los

metales en general. Los SST llegan a multiplicar su concentración media de tiempo seco por 10 y metales como el aluminio y el hierro alcanzan valores de 13 y 38 veces la concentración media de tiempo seco.

- Hay contaminantes que, durante los sucesos, tienen concentraciones medias inferiores a la concentración media de tiempo seco. El ejemplo más llamativo es el nitrógeno amoniacal, cuya concentración media de suceso máxima no supone ni el 36% de la concentración media de tiempo seco.

La comparación entre los valores medios de las concentraciones medias de sucesos (CMS) con la concentración media diaria de tiempo seco (CMDTS) en la cuenca de "Cancelón" se presenta en la siguiente tabla, con el fin de averiguar los contaminantes que presentan fenómeno de dilución en tiempo de lluvia y en cuáles las concentraciones en tiempo de lluvia son mayores que en tiempo seco.

**Tabla 3-43. Comparación de la media de las concentraciones medias de suceso con la concentración media de tiempo seco de los contaminantes tradicionales en la cuenca "Cancelón" (Beneyto, 2004).**

Parámetros básicos	CMS <sub>media</sub> (mg/L)	CMDTS(mg/L)	CMS <sub>media</sub> /CMDTS
ST	442	399	1.1
SV	180	160	1.1
SF	262	239	1.1
SDT	115	275	0.4
SDV	42	98	0.4
SDF	73	177	0.4
SST	328	124	2.6
SSV	139	61	2.3
SSF	189	62	3
NTK	22.7	45	0.5
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	2.7	24.9	0.1
P total	4.6	6.1	0.8
P disuelto	0.9	3.7	0.2
COT	23.9	31	0.8
DBO <sub>5</sub>	67.8	195.9	0.3
DQO total	224	382	0.6
DQO sedimentable	153	145	1.1

**Tabla 3-44. Comparación de la media de las concentraciones medias de suceso con la concentración media de tiempo seco de los metales en la cuenca Cancelón (Beneyto, 2004).**

	CMS <sub>media</sub> (µg/L)	CMDTS(µg/L)	CMS <sub>media</sub> /CMDTS
Al	8887.5	1460.9	6.1
Cr	15.0	12.6	1.2
Mn	309.6	89.0	3.5
Fe	9686.8	637.0	15.2
Ni	17.8	4.0	4.4
Cu	132.2	54.1	2.4
Zn	238.3	88.4	2.7
As	10.2	17.0	0.6
Cd	0.4	0.2	2.5
Pb	131.0	29.8	4.4
Hg	0.9	0.6	1.5
Al (disuelto)	43.8	77.5	0.6
Cr (disuelto)	0.2	0.9	0.2
Mn (disuelto)	110.1	66.5	1.7
Fe (disuelto)	71.7	69.0	1
Ni (disuelto)	1.3	2.2	0.6
Cu (disuelto)	11.1	24.4	0.5
Zn (disuelto)	39.7	49.9	0.8
As (disuelto)	2.8	2.1	1.3
Cd (disuelto)	0.0	0.0	0.2
Pb (disuelto)	1.5	4.5	0.3
Hg (disuelto)	0.1	0.1	1.6

Viendo los resultados obtenidos se puede concluir que los sólidos en suspensión y los metales (concretamente las fracciones particuladas) presentan, en general, concentraciones más elevadas en tiempo de lluvia que en tiempo seco mientras que para el resto de contaminantes en tiempo de lluvia se produce una dilución. Esto viene a confirmar la acumulación de sedimentos en la red.

En la siguiente tabla se muestran una serie de relaciones entre las CMS de parámetros básicos de los trece sucesos muestreados.

**Tabla 3-45. Relaciones de interés entre CMS de parámetros básicos en los sucesos muestreados en "Cancelón" (Beneyto, 2004).**

	CMS													
	TIEMPO SECO	SUC_20405	SUC_20417	SUC_20504	SUC_20517	SUC_20607	SUC_20712	SUC_21008	SUC_21022	SUC_21024	SUC_21027	SUC_21102	SUC_21110	SUC_30218
DQO total/DBO <sub>5</sub>	1.95	2.39	2.91	3.17	2.89	2.44	-	4.16	2.82	3.04	4.73	5.1	2.54	2.64
Nitrógeno amoniacal/NTK	0.55	-	0.12	0.11	0.09	0.11	0.24	0.04	0.15	0.06	0.12	0.05	0.13	0.06
%DQO sedimentable/ DQO total	38%	49%	76%	70%	30%	53%	64%	88%	28%	74%	63%	76%	50%	56%
%SSV/SST	49%	59%	67%	53%	36%	42%	52%	27%	19%	31%	55%	31%	44%	55%

Se repiten las tendencias ya comentadas, las aguas residuales de tiempo de lluvia son menos biodegradables, la proporción de nitrógeno amoniacal es muchísimo menor. Aumenta el porcentaje de DQO sedimentable y la proporción de sólidos en suspensión volátiles varía según el tiempo seco precedente.

Las ratios porcentuales entre la masa de escorrentía movilizada con respecto al total en cada suceso muestreado obtenidas para los parámetros básicos y los metales se presentan en la siguientes tablas.

**Tabla 3-46. Ratios porcentuales entre la masa movilizada asociada a escorrentía con respecto a la masa total para los parámetros básicos en los sucesos muestreados en "Cancelón" (Beneyto, 2004).**

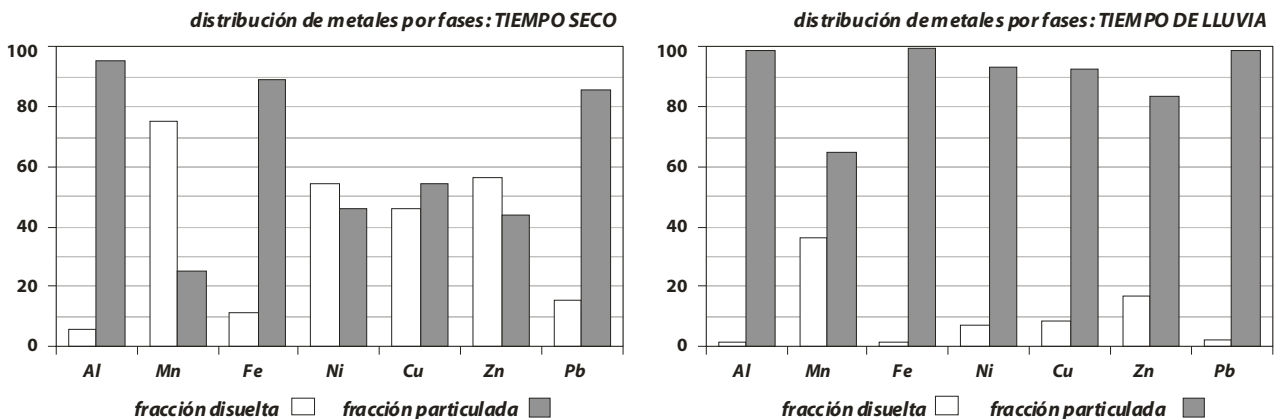
Parámetros básicos	MASA MOVILIZADA POR LA ESCORRENTÍA (%)													
	SUC_20405	SUC_20417	SUC_20504	SUC_20517	SUC_20607	SUC_20712	SUC_21008	SUC_21022	SUC_21024	SUC_21027	SUC_21102	SUC_21110	SUC_30218	MÁXIMO
ST	70	88	94	81	84	83	98	80	92	83	90	82	89	98
SV	73	92	95	82	86	87	97	71	87	84	88	84	92	97
SF	67	83	93	80	82	77	98	84	94	83	91	80	87	98
SDT	54	61	74	53	61	73	89	68	79	55	80	65	79	89
SDV	46	48	40	71	79	85	86	67	66	2	78	72	84	86
SDF	58	65	81	38	37	54	90	68	84	62	80	58	75	90
SST	85	95	98	91	93	90	99	90	97	94	95	93	94	99
SSV	88	96	99	87	90	89	98	75	95	90	92	93	95	99
SSF	81	93	98	93	94	91	99	94	98	68	96	93	94	99
NTK	-	71	78	67	72	67	89	66	80	52	80	72	88	89
Nitrógeno amoniacal	40	18	32	26	27	51	60	35	4	1	5	26	41	60
Fósforo total	-	75	94	58	83	79	94	78	91	69	58	79	72	94
Fósforo disuelto	-	69	3	2	16	41	79	11	69	14	65	29	32	79
DBO <sub>5</sub>	53	75	77	31	63	-	88	19	87	8	44	50	66	88
DQO total	58	81	86	56	67	73	95	46	89	60	80	61	78	95
DQO sedimentable	68	91	94	35	78	85	97	33	95	75	88	75	81	97
COT	-	72	73	-	-	-	93	-	-	-	-	-	76	93

**Tabla 3-47. Ratios porcentuales entre la masa movilizada asociada a escorrentía con respecto a la masa total para los parámetros básicos en los sucesos muestreados en "Cancelón" (Beneyto, 2004).**

Metales	MASA MOVILIZADA POR LA ESCORRENTÍA (%)			
	SUC_20417	SUC_20504	SUC_21008	SUC_30218
Al	92	98	99	97
Cr	100	100	100	100
Mn	86	94	99	96
Fe	97	99	100	98
Ni	91	97	99	97
Cu	91	96	98	91
Zn	86	96	99	93
As	100	100	100	100
Cd	89	97	98	89
Pb	92	97	99	95
Hg	100	100	100	100
Al (disuelto)	75	80	84	77
Cr (disuelto)	0	100	100	100
Mn (disuelto)	73	89	98	92
Fe (disuelto)	77	93	93	86
Ni (disuelto)	3	85	92	84
Cu (disuelto)	77	76	58	66
Zn (disuelto)	87	83	84	86
As (disuelto)	100	100	100	100
Cd (disuelto)	100	0	0	0
Pb (disuelto)	69	57	71	39
Hg (disuelto)	100	100	100	100

De los resultados presentados se concluye que hay contaminantes que tienen su origen claramente en el suceso de lluvia mientras que, en otros, apenas hay aporte. Los sólidos con porcentajes siempre superiores al 70% asociado al suceso (en particular los sólidos en suspensión con porcentajes siempre mayores al 85%) y los metales con porcentajes siempre superiores al 85%, podrían considerarse del primer tipo mientras que, en el caso del nitrógeno amoniacal, apenas hay aporte con un porcentaje medio asociado a escorrentía del 28%. Los elevados valores presentados para el Cr, As y Hg, se deben a que no se detectó su presencia en tiempo seco.

Otra cuestión importante que se observó en esta cuenca es que la mayor parte de todos los metales se presentan en forma particulada en los flujos en tiempo de lluvia. En la figura siguiente se presenta a la izquierda las fracciones disuelta y particulada de los metales presentes en las aguas residuales de tiempo seco y a la derecha durante tiempo de lluvia.



**Figura 3-25. Comparación de las fracciones disuelta y particulada de las aguas residuales de tiempo (izquierda) y de tiempo de lluvia (derecha) en la cuenca unitaria "Cancelón" (Beneyto, 2004).**

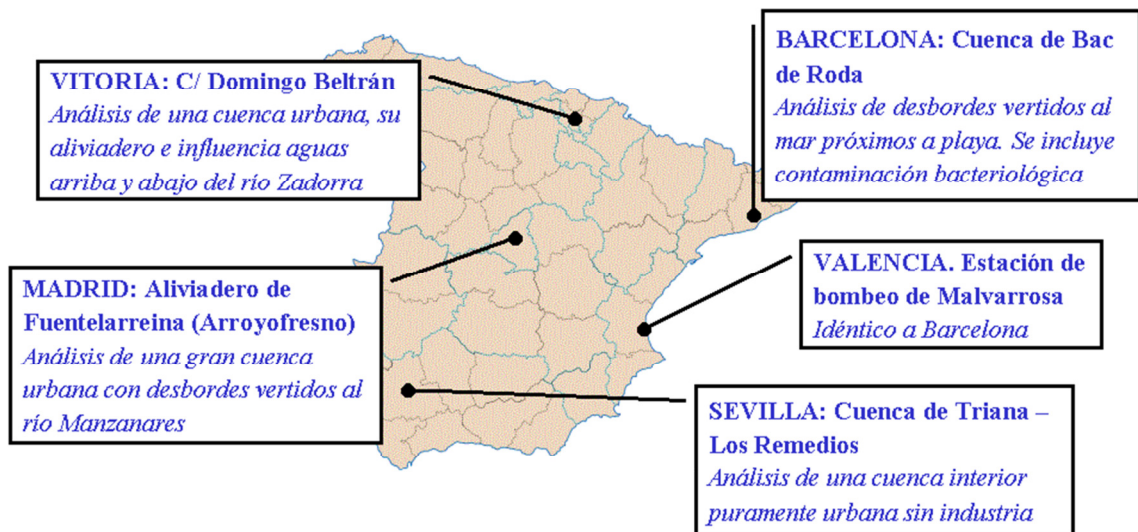
De la observación de las figuras se pueden extraer las siguientes conclusiones:

- La mayor parte del manganeso, que en tiempo seco se presentaba en forma disuelta, se presenta ahora en forma particulada.
- El níquel, zinc y cobre, cuyo reparto en tiempo seco de las dos fracciones era equitativo, se presenta ahora mayoritariamente en forma particulada.
- La mayor parte del aluminio, hierro y plomo siguen estando presentes en forma particulada y los porcentajes en forma disuelta disminuyen significativamente.

### 3.5.1.2. Resultados PROMEDSU

El "Programa nacional de medición de descargas de sistemas unitarios" (PROMEDSU) fue un proyecto promovido por el Ministerio de Medio Ambiente para caracterizar los reboses de los alcantarillados unitarios en tiempo de lluvia, que se llevó a cabo entre mayo de 2000 y abril de 2001.

Operativamente, el estudio consistió en la ubicación de equipos de medida de parámetros de calidad de aguas en el saneamiento unitario de cinco cuencas urbanas pertenecientes a otras tantas ciudades españolas. Las cinco ciudades elegidas fueron: Madrid, Barcelona, Vitoria, Sevilla y Valencia.



**Figura 3-26. Cuencas analizadas en el PROMEDSU.**

La medición de la contaminación se realizó tanto en continuo, mediante sondas multiparamétricas (pH, conductividad y temperatura), como de forma puntual, en los casos en los que se producía un hidrograma generado por lluvia, utilizando en este caso equipos automáticos de toma de muestras. También fue necesario determinar el comportamiento hidráulico de las cuencas, para lo cual se colocó en cada una de ellas un caudalímetro, que registraba los valores de caudal, y un pluviómetro, que medía la precipitación, ambos con una frecuencia de registro de cinco minutos.

En cada una de las ciudades se procedió a analizar un máximo de doce sucesos de lluvia cuya validez se determinó a partir de un intervalo de separación mínimo con el anterior (72 horas) y una altura mínima de precipitación (3 mm).

Se utilizaron muestras simples para determinar los siguientes parámetros analíticos: DBO<sub>5</sub>, DQO, COT, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NTK, sólidos (SS, SSV, SD y SDV), turbidez, hidrocarburos totales, coliformes totales y coliformes fecales, y una muestra alícuota de las doce muestras que se tomaban para determinar fósforo total y metales (Pb, Zn, Cu, Hg, Cd, Cr y Ni).

Tras el estudio de la forma de los hidrogramas de las diferentes cuencas, junto con los datos de las muestras de caracterización de contaminantes (que permitieron analizar si en los primeros momentos existía primer lavado de la superficie de la cuenca o de resuspensión en red) se eligió una estrategia en la cual se disparaban las seis primeras muestras (12 botellas) con un intervalo de 5 minutos, una vez superado el punto de consigna de altura de lluvia para, posteriormente, pasar a disparar las seis siguientes (otras 12 botellas) cada 15 minutos.

Este protocolo se siguió en todas las ciudades y se reveló como muy eficaz para caracterizar los diferentes hidrogramas de lluvia. Obsérvese que el tiempo de cobertura es de 115 minutos, prácticamente dos horas, muy superior al tiempo de concentración de las cuencas analizadas y con especial definición en los primeros 25 minutos. Se recogieron dos litros de muestra en cada toma, volumen suficiente para acometer toda la analítica propuesta.

Entre las 5 cuencas estudiadas se muestrearon un total de 46 eventos pluviométricos, de los cuales 13 fueron en Barcelona, 11 en Madrid, 10 en Sevilla, 8 en Vitoria y tan solo 4 en Valencia.

Se ejecutaron también dos campañas, una en verano y otra en invierno, de caracterización de las aguas residuales de tiempo seco (cada una de 24 horas de duración, con 12 muestras simples cada dos horas), con objeto de poder controlar qué fracción de la contaminación total medida en tiempo de lluvia correspondía a la escorrentía y cuál a las aguas residuales. Esto es importante ya que, aunque el caudal que circula por un alcantarillado unitario durante un suceso de tormenta es relativamente mayor que el conducido en tiempo seco, las altas concentraciones de contaminantes en este último tienen un importante efecto sobre la contaminación de los reboses.

En los siguientes apartados se resumen los resultados obtenidos para las cinco cuencas objeto de este estudio.

### **Concentraciones máximas**

A continuación se presentan los valores máximos de concentraciones máximas (CMAX) instantáneas, obtenidos en todas las cuencas piloto. Se realiza una extracción de máximos y se calcula un valor medio global de máximos.

**Tabla 3-48. Análisis de valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos en todas las cuencas piloto.**

<b>Concentraciones máximas (mg/L)</b>	<b>Sevilla</b>	<b>Madrid</b>	<b>Barcelona</b>	<b>Vitoria</b>	<b>Valencia</b>	<b>MÁXIMO</b>	<b>MEDIA</b>
<b>DQO</b>	3260	2384	2333	14200	967	14200	4629
<b>DBO<sub>5</sub></b>	1150	1625	--	7200	505	7200	2620
<b>COT</b>	103	280	166	100	97	280	149
<b>NTK</b>	109.5	114.7	103.0	93.1	99.8	114.7	104.0
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	76.4	66.5	27.7	29.4	27.6	76.4	45.5
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> total</b>	11.1	18.5	88.9	34.8	8.8	88.9	32.4
<b>SS</b>	3394	2773	2893	3255	1167	3394	2696
<b>SSV</b>	2623	1953	--	1876	748	2623	1800
<b>SD</b>	880	3000	23967	13572	2924	23967	8869
<b>SDV</b>	640	2680	--	13488	684	13488	4373
<b>ST</b>	4274	3402	24287	13833	3007	24287	9761
<b>Turbidez (NTU)</b>	465	548	--	398	464	548	469
<b>Cond. (mS/cm)</b>	1.2	1.5	29.3	1.2	2.0	29.3	7.0
<b>Temp (°C)</b>	25.0	21.8	26.5	23.2	25.5	26.5	24.4
<b>pH</b>	9.9	9.8	8.6	8.7	8.9	9.9	9.2
<b>Cu (dis)</b>	0.084	0.141	--	0.084	0.024	0.141	0.083
<b>Zn (dis)</b>	1.062	0.813	--	3.310	0.276	3.310	1.365
<b>Pb (dis)</b>	0.754	0.310	--	0.264	0.100	0.754	0.357
<b>HC (dis)</b>	36.3	26.4	27.5	14.7	22.7	36.3	25.5

**Comentarios:**

- Los valores máximos instantáneos de DQO registrados son muy similares en Sevilla, Madrid y Barcelona, mientras que Valencia presenta valores bajos. El valor máximo registrado en Vitoria está claramente fuera de rangos habituales, y está condicionado por vertidos puntuales perfectamente identificados.
- Los valores de DBO<sub>5</sub> oscilan más que los de DQO. Sevilla y Madrid dan máximos parecidos. Valencia da valores más bajos y en Vitoria se repite lo que pasaba con la DQO.
- Las concentraciones máximas de COT registradas son similares en todas las cuencas piloto menos en Madrid, donde aparece un valor máximo que casi triplica a los del resto de las cuencas piloto.
- Los valores máximos de NTK apenas varían de unas cuencas a otras, aunque el valor medio resultante, en torno a 100 mg/L, es muy alto para tratarse de un suceso de lluvia en red unitaria.
- Los valores máximos de SS registrados en las diversas cuencas son muy parecidos, excepto los de Valencia. El valor medio global es de 2696 mg/L, muy alto.
- Respecto a los máximos de conductividad, destacar los valores anómalos medidos en Barcelona.
- Los valores máximos de pH registrados son muy altos en Sevilla y Madrid.
- En cuanto al cobre, hay que destacar los valores registrados en Madrid, que casi duplican los valores registrados en Sevilla y Vitoria.
- En lo que respecta al zinc destacan las altas concentraciones de Vitoria.

- Por último, aparecen valores relativamente altos de plomo en Sevilla.
- Hay que hacer constar que los valores máximos de concentraciones responden a situaciones y circunstancias particulares de cada cuenca, y no representan el comportamiento medio. Sí son valores interesantes en cuanto a que definen o acotan el límite superior del rango.

### Concentraciones medias de suceso (CMS)

A continuación se presentan los valores medios de los CMS obtenidos en todas las cuencas piloto. Se realiza una extracción de máximos y se calcula un valor medio global de CMS.

**Tabla 3-49. Análisis de valores medios de las CMS obtenidos en todas las cuencas piloto caracterizadas en el PROMEDSU.**

CMS (mg/L)	Sevilla	Madrid	Barcelona	Vitoria	Valencia	MÁXIMO	MEDIA
DQO	834	680	456	1004	293	1004	653
DBO <sub>5</sub>	389	384	--	344	166	389	321
COT	35.0	53.2	37.0	29.3	34.9	53.2	37.9
NTK	46.4	38.0	20.1	22.5	40.5	46.4	33.5
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	22.0	19.0	7.4	8.6	13.8	22.0	14.2
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> total	4.9	7.5	9.7	9.1	6.2	9.7	7.5
SS	733.4	597.3	579.8	562.2	229.4	733.4	540.4
SSV	486.7	353.3	--	300.5	134.3	486.7	318.7
SD	324.9	361.7	2249.9	499.4	964.4	2249.9	880.1
SDV	131.6	173.0	--	326.0	279.1	326.0	227.4
ST	1058.3	959.0	2829.7	1061.6	1193.8	2829.7	1420.5
Turbidez (NTU)	222.0	209.6	--	135.5	125.0	222.0	173.0
Cond. (mS/cm)	0.5	0.7	3.7	0.5	1.3	3.7	1.3
Temp (°C)	18.9	16.4	22.7	18.1	19.5	22.7	19.1
pH	7.4	8.0	7.3	7.3	7.6	8.0	7.5
Cu (dis)	0.03	0.05	--	0.02	0.02	0.050	0.030
Zn (dis)	0.38	0.32	--	0.83	0.16	0.830	0.423
Pb (dis)	0.38	0.10	--	0.08	0.04	0.380	0.150
HC (dis)	5.1	5.7	5.83	3.1	1.4	5.8	4.2

### Comentarios:

- Estos valores representan promedios de promedios, es decir, las singularidades están muy atenuadas.
- Se puede comentar el comportamiento casi similar de las cuencas de Sevilla, Madrid y Vitoria. Vitoria, en valores medios, se comporta de forma más coherente que en sus picos (los picos de Vitoria se atribuían a vertidos puntuales ajenos a las tendencias habituales de las aguas de escorrentía urbana). Valencia muestra valores bajos en general y Barcelona más altos.
- Las DQO de la CMS media, si se ignoran los valores de Valencia y Barcelona, están entre 650 y 1000 mg/L.
- Los valores de DBO<sub>5</sub> de la CMS media se sitúa entre 340 y 390 mg/L.
- Los valores de SST de la CMS media se sitúa entre 560 y 740 mg/L, sin considerar Valencia y Barcelona.



- Respecto a metales pesados las CMS medias de Cu se sitúan entre 0.02 y 0.05 mg/L, las de Zn entre 0.16 y 0.83 mg/L (destacar los altos valores de Vitoria). En los valores de Pb hay que diferenciar los valores de Sevilla y Madrid de los de Vitoria y Valencia.
- Comparando con la bibliografía, se observan valores de DQO superiores a los referenciados habitualmente (con máximos en el entorno de 500, frente a 700 de promedio en este caso). Lo mismo cabe decir de la DBO<sub>5</sub>, con un promedio de 300, frente al valor de 200 referenciado en la bibliografía. Los sólidos están en el rango habitual (500 mg/L), y lo mismo se puede decir de los nutrientes y los metales.

### **Tanto por uno de masa asociada a escorrentía**

A continuación se presenta un análisis de los valores medios obtenidos en las diferentes subcuencas, en tanto por uno de masa contaminante asignada a escorrentía. Así, un valor de 0.80 en DBO<sub>5</sub> significaría que el 80% de la contaminación medida durante el suceso provendría de la escorrentía y un 20% de las aguas residuales que se mezclan con las de lluvia.

**Tabla 3-50. Valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en tanto por uno de masa asignada a escorrentía.**

<b>Masa asociada a escorrentía</b>	<b>Sevilla</b>	<b>Madrid</b>	<b>Barcelona</b>	<b>Vitoria</b>	<b>Valencia</b>	<b>MÁXIMO</b>	<b>MEDIA</b>
<b>DQO</b>	0.82	0.70	0.98	0.84	0.89	0.98	0.85
<b>DBO<sub>5</sub></b>	0.79	0.67	--	0.74	0.85	0.85	0.76
<b>COT</b>	0.80	0.76	0.90	0.71	0.93	0.93	0.82
<b>NTK</b>	0.63	0.51	0.90	0.58	0.92	0.92	0.71
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0.56	0.43	0.83	0.33	0.79	0.83	0.59
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> total</b>	0.54	0.58	1.00	0.68	0.94	1.00	0.75
<b>SST</b>	0.90	0.82	0.98	0.87	0.88	0.98	0.89
<b>SSV</b>	0.89	0.74	--	0.81	0.84	0.89	0.82
<b>SDT</b>	0.67	0.65	0.92	0.82	0.77	0.92	0.77
<b>SDV</b>	0.79	0.86	--	0.85	0.86	0.86	0.84

### **Comentarios:**

- La DQO movilizada en los sucesos registrados procede, en más de un 85% de media, de fenómenos asociados a las aguas de escorrentía.
- La DBO<sub>5</sub> movilizada en los sucesos registrados procede, en más de un 76% de media, de fenómenos asociados a las aguas de escorrentía.
- El NTK y el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> movilizados durante los sucesos de lluvia proceden, de media, un 71% y un 59%, respectivamente, de fenómenos asociados a aguas de escorrentía. En estos contaminantes hay que tener en cuenta que las fuentes en superficie apenas aportan masa, por lo que se deben considerar fuentes en el interior de la red de alcantarillado.
- Los sólidos en suspensión proceden, de media, en un 89% de fenómenos asociados a las aguas de escorrentía.

- La cuenca de Madrid registra aportes claramente inferiores al resto y eso se debe a que no se puede considerar como una cuenca absolutamente urbana, al tener una densidad de población muy inferior al resto.

### **Cargas movilizadas por unidad de superficie**

En la tabla 3-51 se muestran los valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en masa de contaminante por unidad de superficie.

Estos valores son el resultado de dividir la masa contaminante, que se ha determinado que procede de los fenómenos asociados a la escorrentía urbana, entre el área impermeable de la cuenca. Dicha masa contaminante ha sido obtenida restando, a la total registrada durante el suceso de lluvia, la proveniente de las aguas residuales que se obtuvo a partir de las mediciones de tiempo seco.

**Tabla 3-51. Valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en masa por unidad de superficie.**

<b>Cargas movilizadas (kg/ha)</b>	<b>Sevilla</b>	<b>Madrid</b>	<b>Barcelona</b>	<b>Vitoria</b>	<b>Valencia</b>	<b>MÁXIMO</b>	<b>MEDIA</b>
<b>DQO</b>	13	2	94.1	19.6	25.9	94.1	30.9
<b>DBO<sub>5</sub></b>	5.5	1.1	--	6	14.9	14.9	6.9
<b>COT</b>	0.5	0.2	8.5	0.5	5.2	8.5	3
<b>NTK</b>	0.5	0.1	4	0.3	3.9	4	1.8
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0.2	0	1.4	0.1	2.4	2.4	0.8
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> total</b>	0.1	0	1.6	0.2	0.7	1.6	0.5
<b>SS</b>	12.8	2.1	164.8	12.1	18.8	164.8	42.1
<b>SSV</b>	8.3	1.1	--	6.4	11.7	11.7	6.9
<b>SD</b>	4.7	1.1	990.2	11.8	145.2	990.2	230.6
<b>SDV</b>	1.8	0.7	--	7.7	35.4	35.4	11.4
<b>ST</b>	17.5	3.2	1160.1	24	163.9	1160.1	273.7
<b>Cu (dis) (g/ha)</b>	0.6	0.2	--	0.6	2.9	2.9	1.1
<b>Zn (dis) (g/ha)</b>	6.6	1.4	--	25	16.2	25	12.3
<b>Pb (dis) (g/ha)</b>	6.9	0.3	--	2.5	5.2	6.9	3.7
<b>HC (dis) (g/ha)</b>	94.7	17	1169.9	54.1	108.2	1169.9	288.8

### **Ajustes a funciones de distribución de probabilidad acumulada**

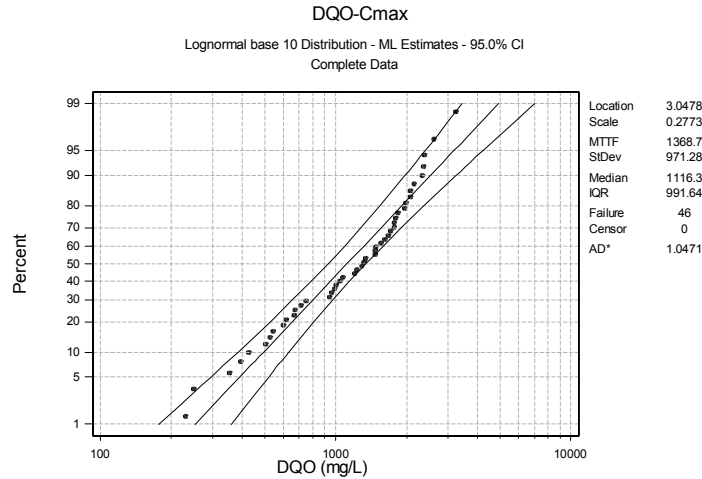
Además de las estadísticas más simples, como el promedio o el máximo esperable de cada uno de los parámetros, en lo que respecta a concentración máxima, concentración media de suceso o carga movilizada, se realizó el ajuste de las medidas a una función de distribución, a partir de una relación ordenada.

Se utilizó la distribución lognormal, ya que está recomendada por la bibliografía como una de las más adecuadas para el tema en estudio, y los ajustes obtenidos resultaron satisfactorios.

El ajuste a las distintas funciones se realizó por el método de máxima verosimilitud, y se utilizó como parámetro de bondad de ajuste el estadístico de Anderson-Darling, insesgado (adj.) respecto del número de puntos utilizado. Existe un mejor ajuste cuanto menor es el valor del estadístico. Un número cercano a 1 indica un buen ajuste. Un número por encima de 2 es, claramente, un mal ajuste.

A cada curva se le asoció su intervalo de confianza, con un nivel de significación del 95%, que se plasma en dos curvas que acompañan, a ambos lados, a la recta de regresión. Se considera que el ajuste es tanto más fiable cuanto más estrecho es el intervalo entre las curvas.

A continuación se muestran, a modo de ejemplo, los resultados obtenidos para las concentraciones máximas, CMS y carga movilizada para la DQO, DBO<sub>5</sub>, COT, NTK, sólidos en suspensión y plomo.

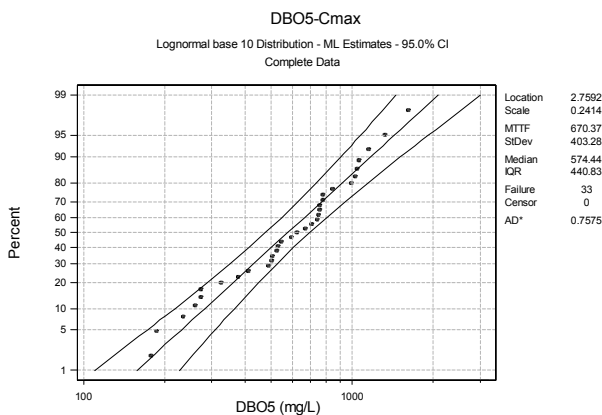


**Figura 3-27. Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO.**

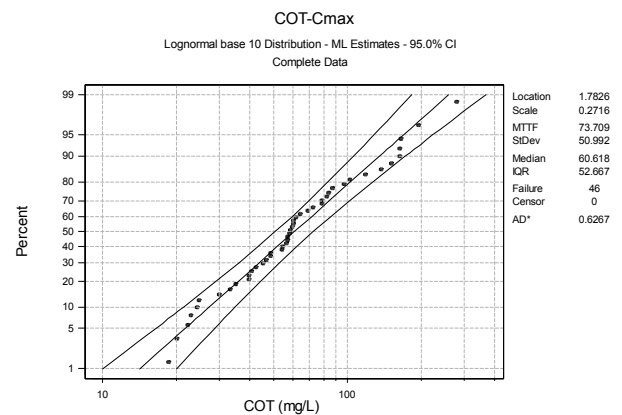
En este primer ejemplo de concentración máxima de DQO, se dispone de 46 datos, que, ordenados, permiten establecer percentiles, que dan una idea sobre la probabilidad de que un cierto valor de DQO sea superado en un episodio.

La lectura de los gráficos es, en esencia, la siguiente:

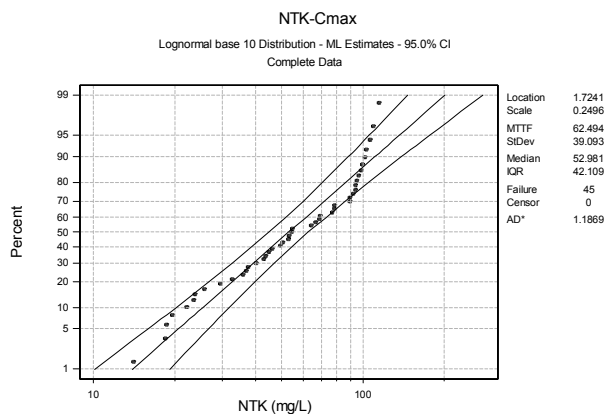
- Desde abscisas: La probabilidad de que, por ejemplo, la DQO no supere, el valor de 2000 es del 80%.
- Desde ordenadas: Se entra con un valor de probabilidad por ejemplo el 30% de probabilidad de no ser superado y se obtiene el valor correspondiente 800 mg/L de DQO.



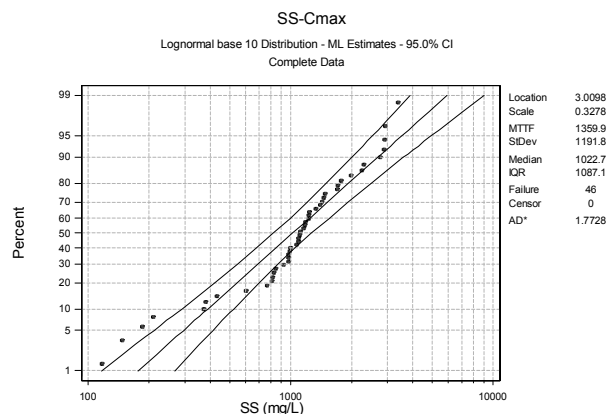
**Figura 3-28. Distribución lognormal para la concentración máxima de DBO<sub>5</sub>.**



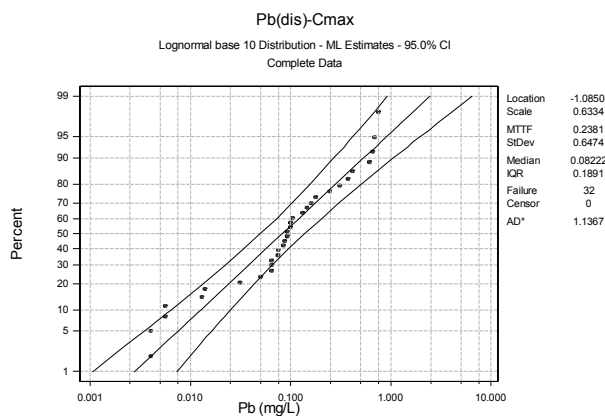
**Figura 3-29. Distribución lognormal para la concentración máxima de COT.**



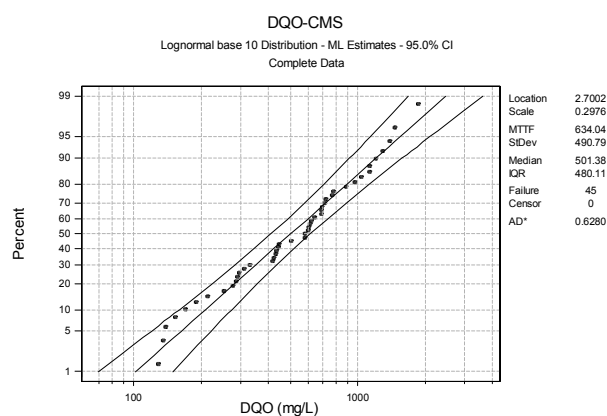
**Figura 3-30. Distribución lognormal para la concentración máxima de NTK.**



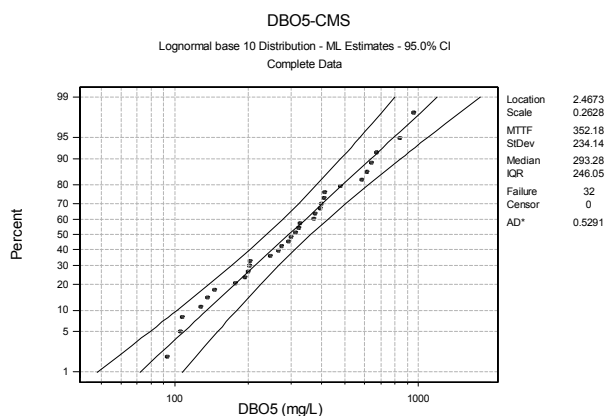
**Figura 3-31. Distribución lognormal para la concentración máxima de sólidos en suspensión.**



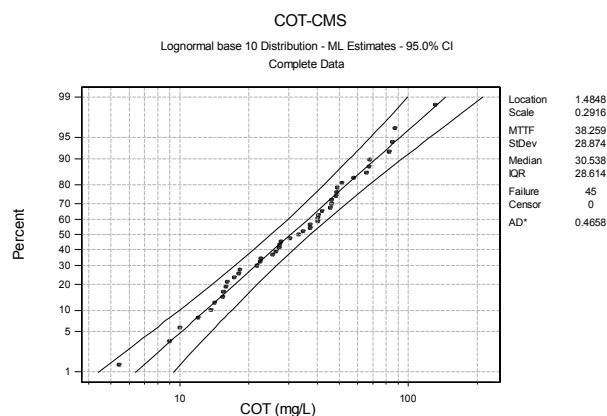
**Figura 3-32. Distribución lognormal para la concentración máxima de plomo disuelto.**



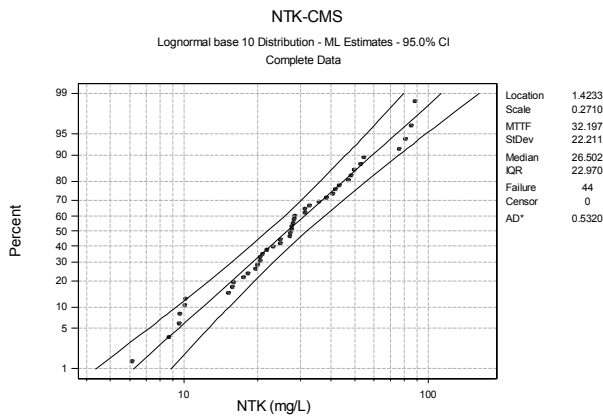
**Figura 3-33. Distribución lognormal para la CMS de DQO.**



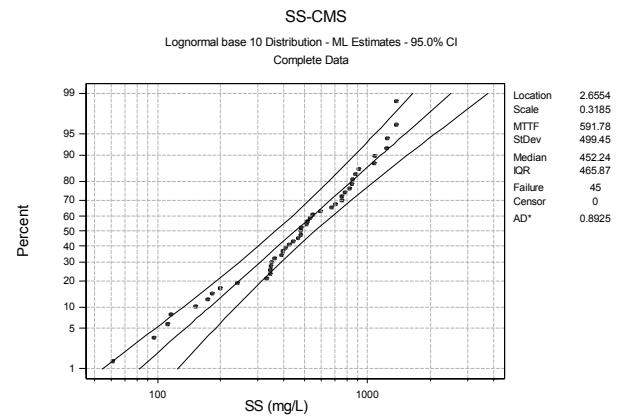
**Figura 3-34. Distribución lognormal para la CMS de DBO5.**



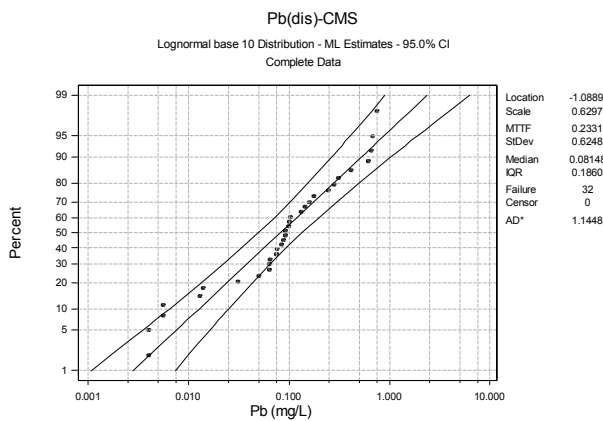
**Figura 3-35. Distribución lognormal para la CMS de COT.**



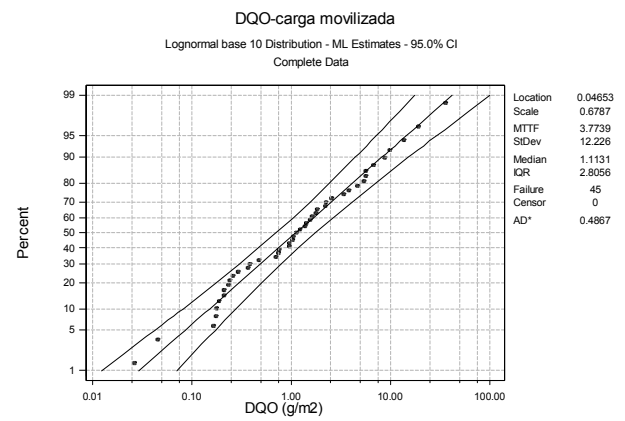
**Figura 3-36. Distribución lognormal para la CMS de NTK.**



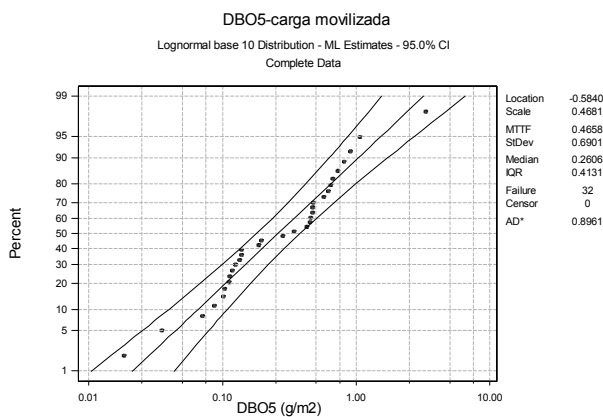
**Figura 3-37. Distribución lognormal para la CMS de sólidos en suspensión.**



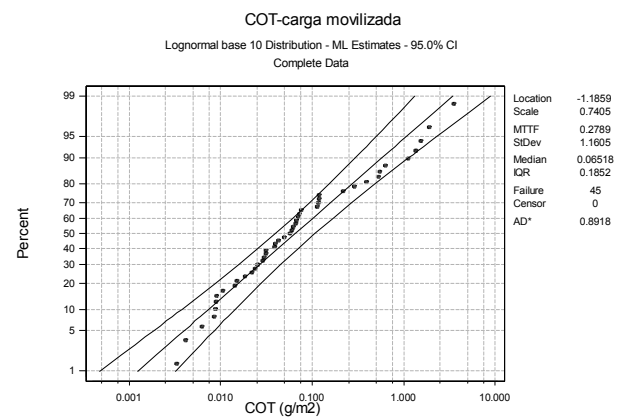
**Figura 3-38. Distribución lognormal para la CMS de plomo disuelto.**



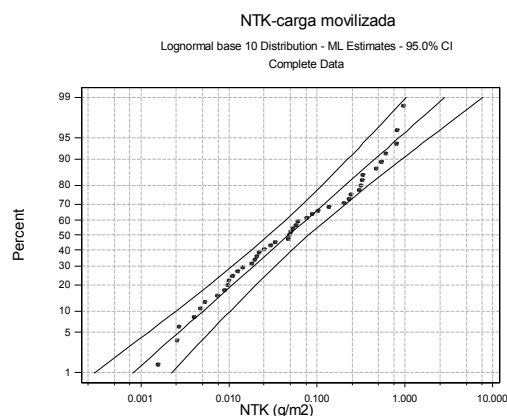
**Figura 3-39. Distribución lognormal para la carga movilizada de DQO.**



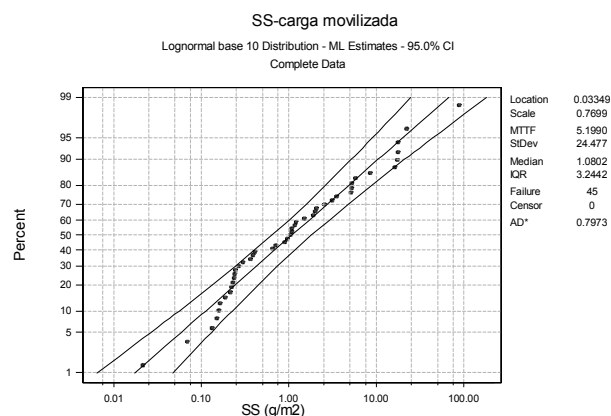
**Figura 3-40. Distribución lognormal para la carga movilizada de DBO<sub>5</sub>.**



**Figura 3-41. Distribución lognormal para la carga movilizada de COT.**



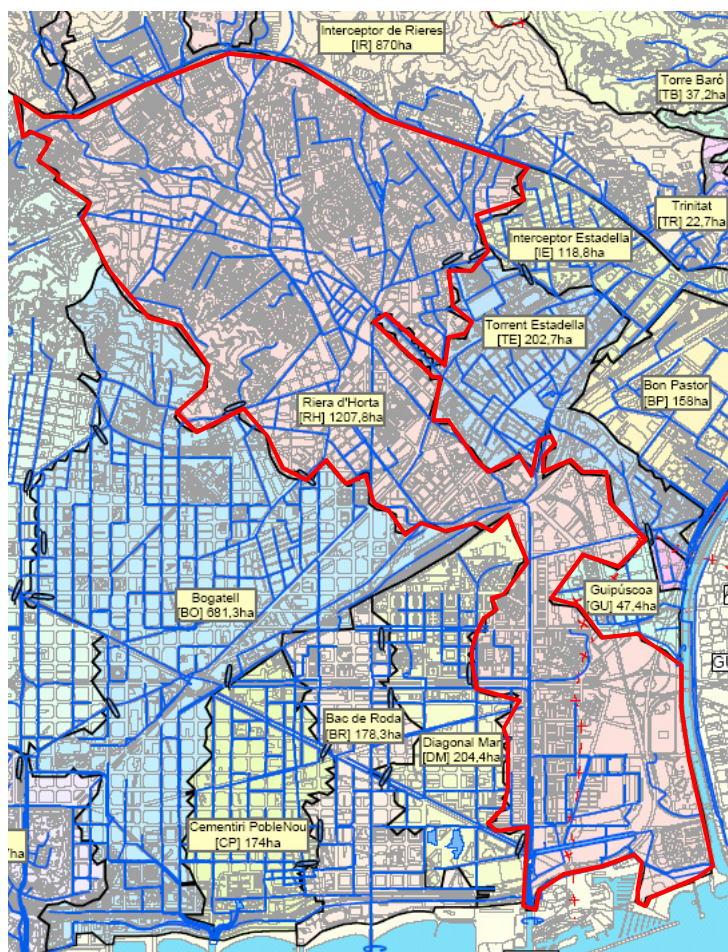
**Figura 3-42. Distribución lognormal para la carga movilizada de NTK.**



**Figura 3-43. Distribución lognormal para la carga movilizada de sólidos en suspensión.**

### 3.5.1.3. Resultados en la cuenca piloto de “Riera d’Horta” en Barcelona

La cuenca piloto de “Riera d’Horta”, en la ciudad de Barcelona, ha sido estudiada en el Proyecto Cenit SOSTAQUA 2007-2010 (SOSTAQUA, 2010). Es una cuenca unitaria y heterogénea en cuanto a usos y tipos de superficie, confluyendo en ella actividades de tipo residencial, comercial, industrial y zonas verdes. Su superficie es muy extensa, siendo una de las cuencas más grandes de la ciudad con sus 1208 ha. La población residente es aproximadamente de unos 200.000 habitantes.



**Figura 3-44. Delimitación de la cuenca Riera d’Horta (en rojo) en Barcelona.**

Se muestrearon 9 sucesos pluviométricos cuyos parámetros hidrológico-hidráulicos se presentan en la siguiente tabla.

**Tabla 3-52. Parámetros hidrológico-hidráulicos de los sucesos muestreados en la cuenca "Riera d'Horta", Barcelona.**

SUCESOS MUESTREADOS	Suceso 1	Suceso 2	Suceso 3	Suceso 4	Suceso 5	Suceso 6	Suceso 7	Suceso 8	Suceso 9
Duración del tiempo seco precedente	1 día	5 días	4 días	13 días	22 días	33 días	10 días	3 días	2 días
Precipitación total (mm)	2.9	3.8	1.5	10.4	1.5	4.5	42.6	5.3	11.4
DD/HH de inicio	1-4-09 23:40	7-4-09 13:30	16-4-09 10:40	14-5-09 16:30	5-6-09 13:00	9-7-09 8:00	14-9-09 10:50	17-9-09 22:10	20-9-09 16:40
DD/HH de fin	2-4-09 1:30	7-4-09 16:20	16-4-09 11:30	14-5-09 17:50	5-6-09 13:40	9-7-09 9:10	14-9-09 11:50	17-9-09 22:50	20-9-09 21:10
Duración (hh:mm)	1:50	2:50	0:50	1:20	0:40	1:10	1:00	0:40	4:30
Intensidad 10minutal media - Imedia10 (mm/h)	1.6	0.9	1.8	7.8	2.3	10.5	42.6	8.0	2.5
Intensidad 10minutal máxima - Imax10 (mm/h)	7.8	2.4	4.8	30.6	6.0	12.0	72.0	13.2	18.0
CAUDAL MÍNIMO (L/s)	1461	521	227	1155	342	1213	2722	3100	1666
CAUDAL MÁXIMO (L/s)	2119	2542	1737	5435	2040	4368	18649	6195	3198
CAUDAL MEDIO (L/s)	1817	1381	928	3364	1137	2637	10822	4737	2409
Coef. punta (Qmax/Qmin)	1.5	4.9	7.7	4.7	6.0	3.6	6.9	2.0	1.9
Volumen total (m <sup>3</sup> )	6712	10812	4717	20669	6267	15588	45801	11091	12090

La metodología de muestreo consistió en la toma de muestras puntuales a lo largo de los hidrogramas de los eventos pluviométricos para la determinación de una amplia gama de contaminantes clasificados en parámetros básicos, indicadores bacteriológicos y metales, aniones y cationes.

A continuación se presentan los valores máximos de concentraciones máximas instantáneas en cada suceso muestreado, obtenidos en la cuenca piloto. Se realiza una extracción de máximos y se calcula un valor medio global de máximos.

**Tabla 3-53. Valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidas en "Riera d'Horta", Barcelona.**

CONCENTRACIONES MÁXIMAS DE SUCESO		Suceso 1	Suceso 2	Suceso 3	Suceso 4	Suceso 5	Suceso 6	Suceso 7	Suceso 8	Suceso 9	MÁXIMO	MEDIA
DQO	mg/L	1695	874	--	1920	4272	1575	1790	1266	2234	4272	1953
DQO soluble	mg/L	81	94	--	189	457	286	92	111	230	457	193
COT	mg C/L	22	32	59	60	160	89	43	42	99	160	67
N amoniacal	mg N/L	15	18	39	24	38	104	18	17	32	104	34
N total	mg N/L	64	37	85	79	119	139	46	44	69	139	76
N orgánico	mg N/L	40	20	46	55	93	40	29	28	38	93	43
P total	mg/L	14.2	8.8	20.0	17.6	26.0	19.4	13.8	11.0	16.4	26.0	16.4
P inorg.	mg/L	3.6	7.3	--	5.0	12.7	12.2	10.2	8.4	18.7	18.7	9.8
SS	mg/L	2000	820	2100	3100	2900	1800	2900	1100	1400	3100	2013
ST	mg/L	2202	1193	2653	3465	3320	2318	3161	1390	1901	3465	2400
Turbidez	NTU	1200	630	1300	1500	1500	950	1100	880	980	1500	1116
Cond.	µS/cm	446	701	1030	686	954	1560	494	563	937	1560	819
pH	uds. de pH	7.5	7.9	7.7	7.5	7.3	8.4	7.6	7.5	7.6	8.4	7.7
Colif. totales	NMP/100 mL	2.0E+07	2.4E+07	9.8E+08	9.8E+08	2.2E+08	1.0E+08	4.4E+07	8.6E+07	1.2E+08	9.8E+08	2.9E+08
E.Coli	NMP/100 mL	4.4E+06	4.9E+06	9.1E+07	4.0E+08	2.0E+07	2.7E+07	6.1E+06	9.8E+06	1.3E+07	4.0E+08	6.4E+07
Enterococos fecales	UFC/100 mL	4.9E+05	1.3E+06	3.9E+06	4.1E+07	1.4E+07	8.0E+06	1.0E+06	3.0E+06	6.0E+06	4.1E+07	8.7E+06

El análisis de la tabla anterior pone en evidencia el alto grado de contaminación que puede alcanzar el agua pluvial de red unitaria, principalmente al comienzo de los eventos pluviométricos. Los órdenes de magnitud de contaminación de la mayoría de los parámetros analizados son muy superiores a cualquier agua residual urbana típica de tiempo seco.

Cabe destacar los valores medios máximos de DQO y sólidos en suspensión, ambos en torno a los 2000 mg/L. El nitrógeno y fósforo totales llegan a alcanzar los 140 y 25 mg/L de valores máximos instantáneos, respectivamente, debido principalmente a la resuspensión de sus formas orgánicas. La DQO soluble máxima promedio apenas alcanza el 10% de la DQO total, lo que confirma el carácter particulado de la contaminación movilizada.

En cuanto a las concentraciones medias de contaminantes analizados obtenidas para cada suceso de lluvia muestreado, éstas pueden observarse en la siguiente tabla. Se realiza una extracción de valor máximo y medio de CMS global para cada parámetro de contaminación estudiado.

**Tabla 3-54. Valores medios de las CMS obtenidas en “Riera d’Horta”, Barcelona.**

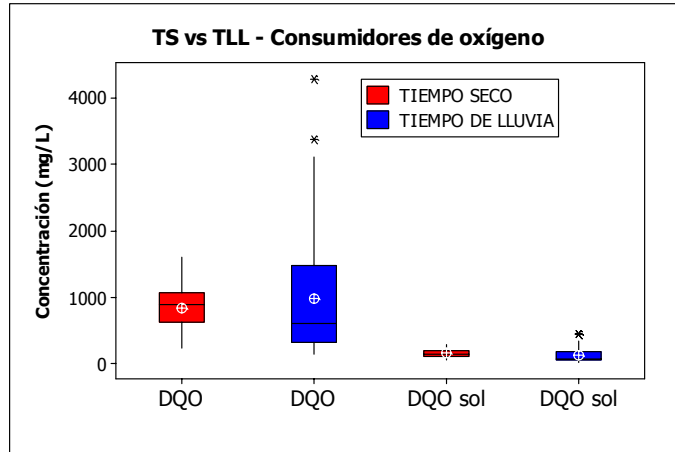
CMS		Suceso 1	Suceso 2	Suceso 3	Suceso 4	Suceso 5	Suceso 6	Suceso 7	Suceso 8	Suceso 9	MÁXIMO	MEDIA
DQO	mg/L	946	454	--	706	3063	1172	339	680	547	3063	988
DQO soluble	mg/L	56	56	--	73	351	198	4	43	77	351	107
COT	mg C/L	16	21	48	28	114	62	12	18	36	114	39
N amoniacal	mg N/L	11	13	27	10	23	66	3	2	10	66	18
N total	mg N/L	44	26	63	30	90	96	19	18	21	96	45
N orgánico	mg N/L	20	13	36	20	67	30	14	15	11	67	25
P total	mg/L	7.3	5.6	15.7	6.7	19.8	15.8	5.7	5.4	4.8	19.8	9.6
P inorg.	mg/L	2.1	4.7	--	2.9	8.7	9.9	1.7	3.3	5.4	9.9	4.8
SS	mg/L	833	442	1520	1005	2174	1184	758	928	379	2174	1025
ST	mg/L	1047	697	1175	1232	2573	1829	872	1069	599	2573	1232
Turbidez	NTU	552	296	1047	471	1128	694	284	555	242	1128	585
Cond.	µS/cm	392	481	840	430	749	1194	216	295	416	1194	557
pH	uds. de pH	6.8	7.6	7.6	7.3	6.9	8.1	7.5	7.5	7.5	8.1	7.4
Colif. totales	NMP/100 mL	1.1E+07	2.1E+07	6.6E+08	5.8E+08	1.7E+08	5.6E+07	1.5E+07	2.7E+07	2.7E+07	6.6E+08	1.7E+08
E.Coli	NMP/100 mL	2.0E+06	2.6E+06	7.1E+07	1.2E+08	9.6E+06	1.9E+07	2.4E+06	4.9E+06	6.4E+06	1.2E+08	2.6E+07
Enterococos fecales	UFC/100 mL	2.5E+05	9.8E+05	3.2E+06	1.3E+07	9.1E+06	4.6E+06	5.3E+05	2.7E+06	1.4E+06	1.3E+07	4.0E+06

Las conclusiones más relevantes de la tabla de CMS de “Riera d’Horta” se centran en los valores promedio de DQO y SS, ambos en torno a 1000 mg/L; sin embargo, la DQO soluble es de media, al igual que para las concentraciones máximas medias, tan solo el 10% de la total, lo cual da una idea del alto grado de contaminación particulada de las aguas pluviales mixtas de la cuenca. Las concentraciones medias de suceso de E. coli se sitúan en los 7 órdenes logarítmicos como promedio.

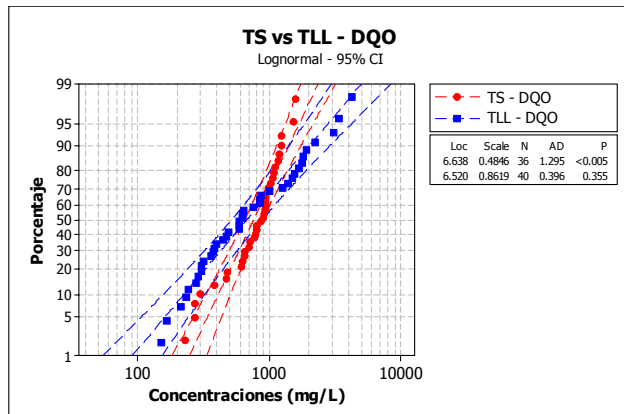
También se caracterizaron las concentraciones y cargas de contaminación generadas en la cuenca en tiempo seco con el objetivo de comparar los resultados en ambos escenarios meteorológicos mediante tratamiento estadístico. Se han elaborado gráficos de distribución de probabilidad acumulada y diagramas de distribución de datos (“box-whisker”) de concentraciones obtenidas en tiempo seco y de lluvia.



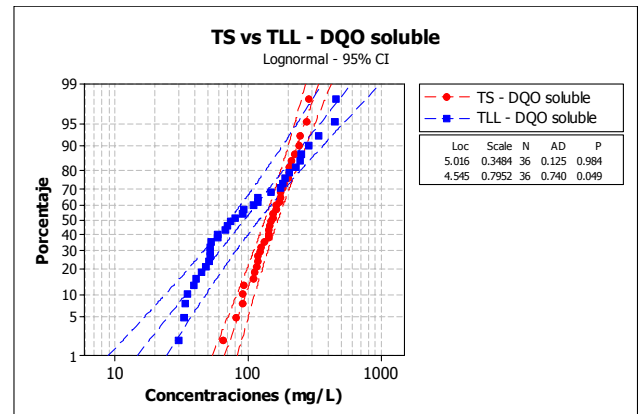
La comparación de resultados para la DQO total evidencia una mayor dispersión de las concentraciones en tiempo de lluvia, con valores más extremos, por este motivo las gráficas de probabilidad acumulada de tiempo seco y de lluvia se cruzan, con una menor pendiente para esta última. El arrastre de sedimentos al comienzo de los sucesos da lugar al aumento en las concentraciones de DQO total, mayoritariamente particulada si se observa el comportamiento de la fracción soluble. No obstante, en la cola de los hidrogramas existe cierto efecto dilución, más marcado para la fracción disuelta.



**Figura 3-45. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los consumidores de oxígeno en tiempo seco y de lluvia.**

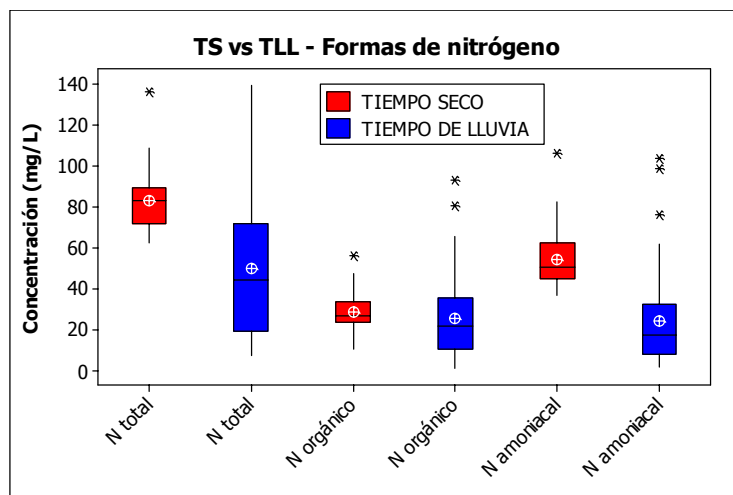


**Figura 3-46. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de DQO en tiempo seco y de lluvia.**

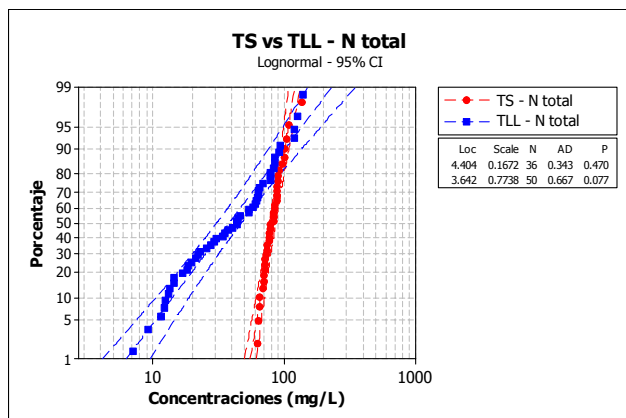


**Figura 3-47. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de DQO soluble en tiempo seco y de lluvia.**

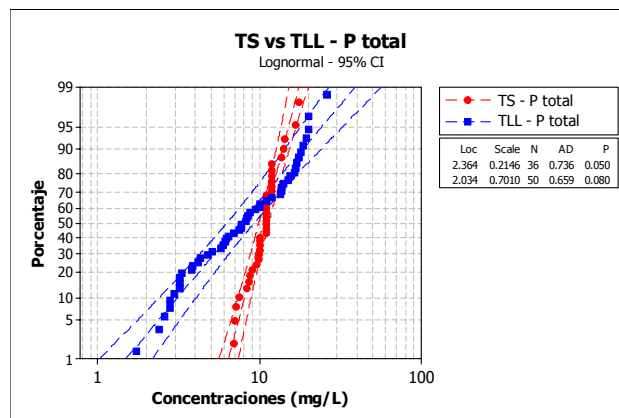
Las formas de nitrógeno presentan, en general, unas concentraciones inferiores en tiempo de lluvia, principalmente el N amoniacal, siempre asociado a la fase disuelta. La fracción orgánica sufre movilización al comienzo de los sucesos asociada a la resuspensión de sedimentos y dilución una vez se agota esa fuente de aportación.



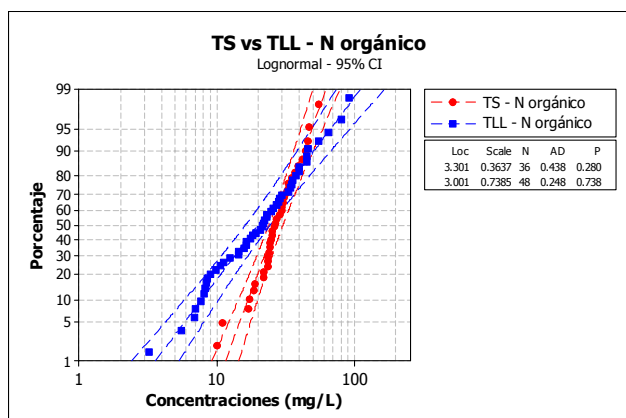
**Figura 3-48. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de las formas de nitrógeno en tiempo seco y de lluvia.**



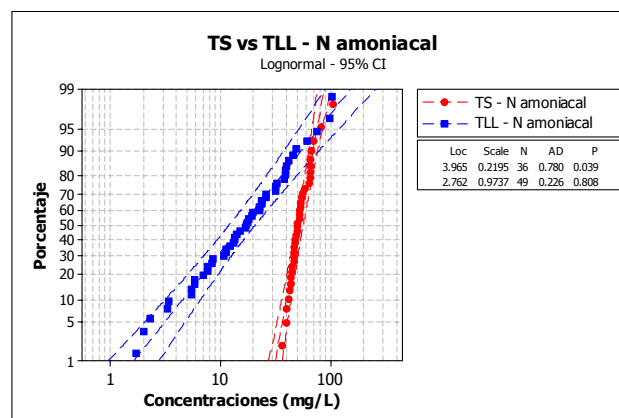
**Figura 3-49. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de N total en tiempo seco y de lluvia.**



**Figura 3-50. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de P total en tiempo seco y de lluvia.**



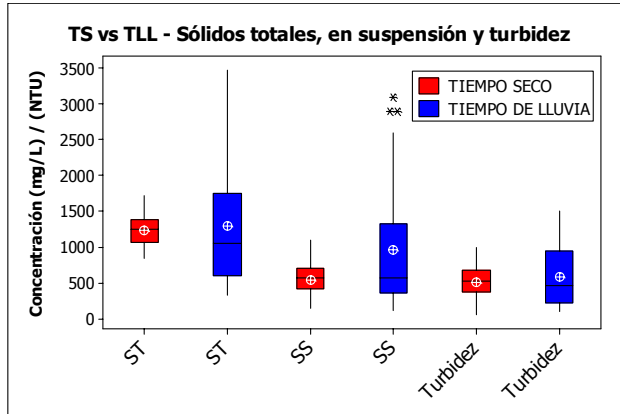
**Figura 3-51. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de N orgánico en tiempo seco y de lluvia.**



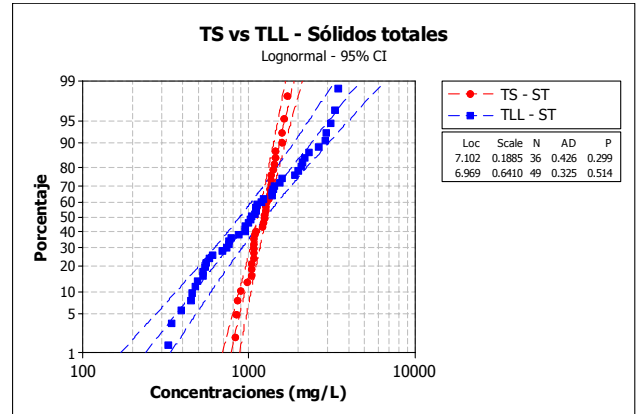
**Figura 3-52. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de N amoniacal en tiempo seco y de lluvia.**

Los sólidos en suspensión es el parámetro de contaminación que mayor movilización presenta en la cuenca puesto que la concentraciones obtenidas en tiempo de lluvia son

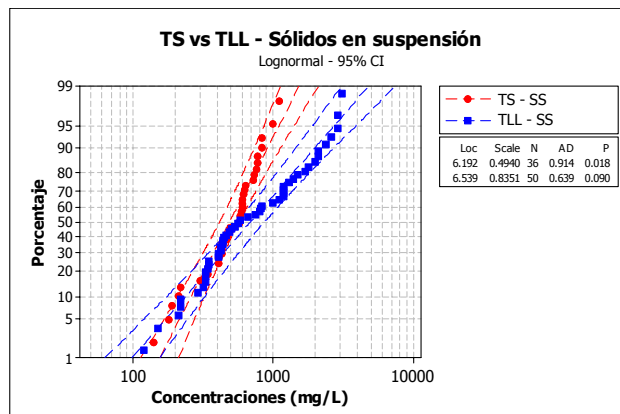
iguales o mayores a las de tiempo seco. La gráfica de probabilidad acumulada de concentraciones en tiempo de lluvia de los sólidos de totales cruza, con menor pendiente, a la homóloga de tiempo seco. El motivo es muy simple, en la parte inicial de los sucesos la resuspensión de material particulado repercute en el aumento de la concentración total, mientras que en la cola de los hidrogramas tiene más influencia el efecto dilución.



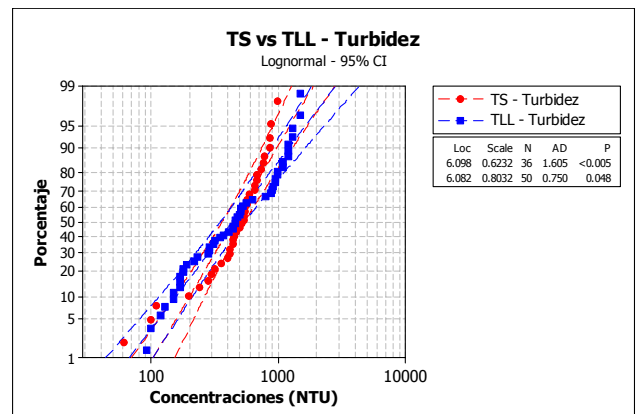
**Figura 3-53. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de los ST, SS y turbidez en tiempo seco y de lluvia.**



**Figura 3-54. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de ST en tiempo seco y de lluvia.**

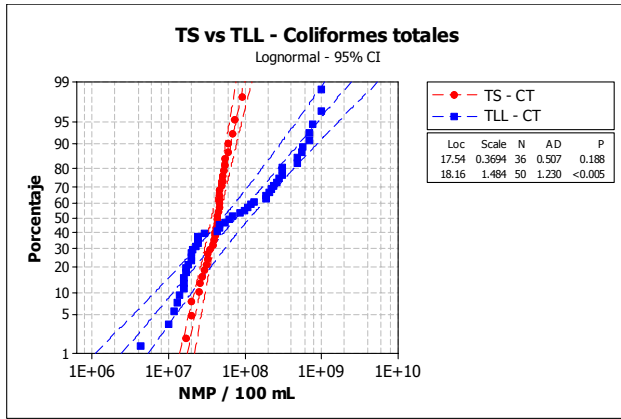


**Figura 3-55. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de SS en tiempo seco y de lluvia.**

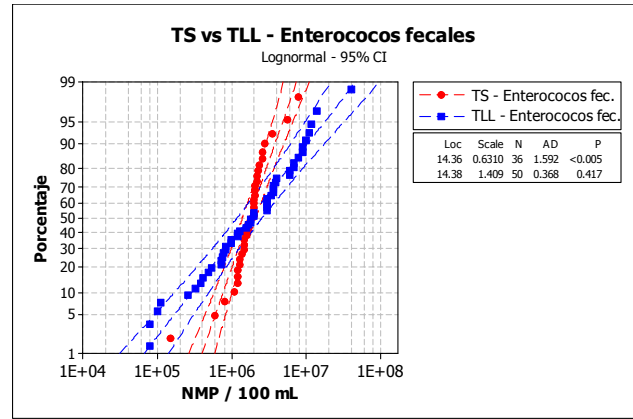


**Figura 3-56. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de turbidez en tiempo seco y de lluvia.**

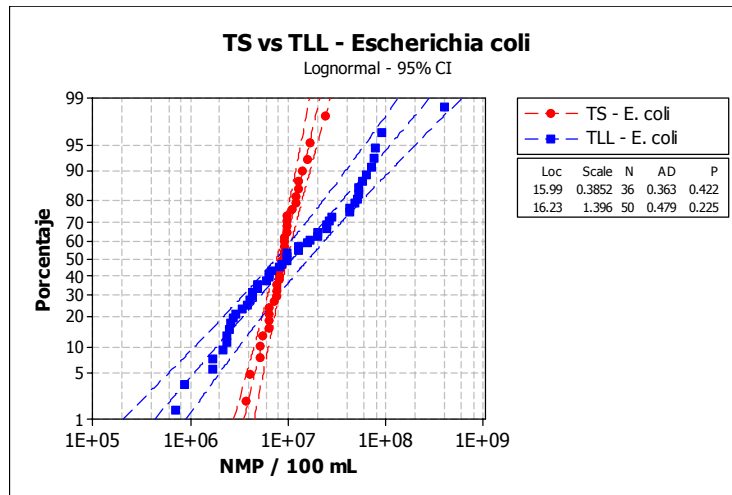
Los tres indicadores bacteriológicos analizados en la cuenca barcelonesa, coliformes totales, E. coli y enterococos fecales, presentan un comportamiento similar en la comparación entre ambos escenarios meteorológicos. Las distribuciones de probabilidad acumulada de las concentraciones de tiempo de lluvia, para los tres parámetros, se cruzan, con menor pendiente, con las respectivas de tiempo seco aproximadamente en la probabilidad media de concentración (prob. 50%). De este análisis se pueden extraer dos conclusiones; por una parte, la evidencia de la movilización de contaminación microbiológica en los sucesos de lluvia muestreados y, por otra, que los valores medios esperados de los indicadores de contaminación bacteriológica en tiempo de lluvia son del mismo orden de magnitud logarítmico que los de tiempo seco.



**Figura 3-57. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de CT en tiempo seco y de lluvia.**

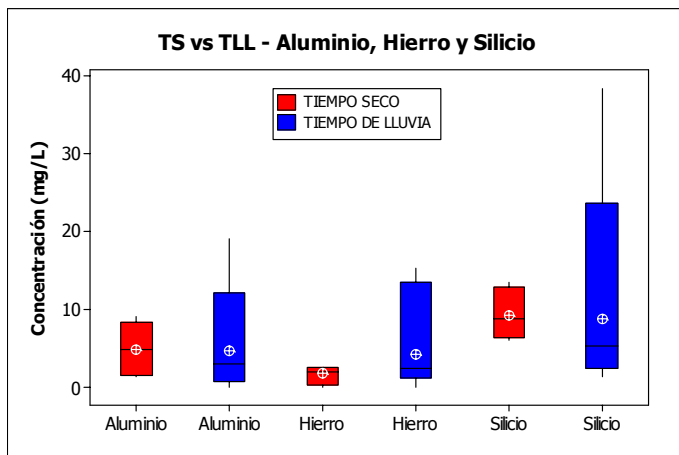


**Figura 3-58. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de Enterococos fecales en tiempo seco y de lluvia.**

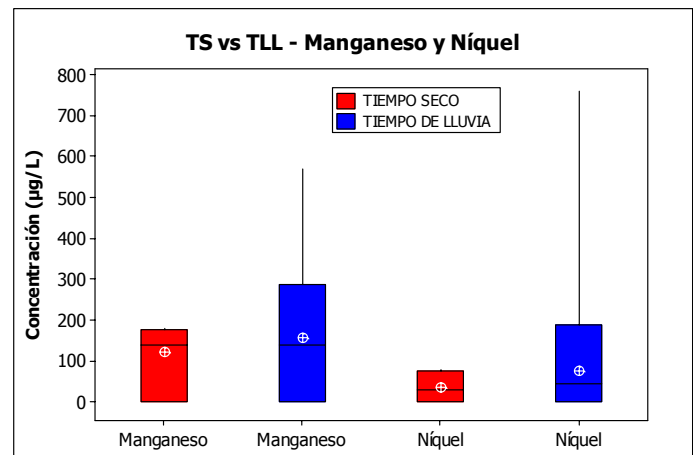


**Figura 3-59. Distribución de probabilidad acumulada para las concentraciones de E. coli en tiempo seco y de lluvia.**

El comportamiento generalizado de los metales pesados en tiempo de lluvia es de una clara tendencia al aumento en su concentración con respecto a los valores de tiempo seco.



**Figura 3-60. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Al, Fe y Si en tiempo seco y de lluvia.**



**Figura 3-61. Diagramas de distribución de datos para las concentraciones de Mn y Ni en tiempo seco y de lluvia.**

#### 3.5.1.4. Comparación entre PROMEDSU y las cuencas “Cancelón” y “Riera d’Horta”

Los resultados de caracterización de la contaminación movilizada en las cuencas piloto de “Cancelón” en Santiago de Compostela y “Riera d’Horta” en Barcelona se comparan con los valores agregados de todas las cuencas estudiadas en el PROMEDSU. Como ya se ha comentado anteriormente, los datos de CMAX, CMS y cargas movilizadas por hectárea y km<sup>2</sup> de red resultantes de estos trabajos, así como los obtenidos en la cuenca “Ensanche” estudiada en esta tesis, pasarán a formar parte de la base de datos de aguas pluviales del Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente (“Base GEAMA”) en su apartado correspondiente a las cuencas unitarias.

A continuación, se presentan los valores máximos de CMAX y las medias de las CMS obtenidas en cada estudio.

**Tabla 3-55. Comparación de valores máximos de CMAX obtenidas en las cuencas piloto “Cancelón” y “Riera d’Horta” con los valores agregados de las cuencas estudiadas en el PROMEDSU.**

Parámetros (mg/L)	CANCELÓN	PROMEDSU	RIERA D’HORTA
DQO	2497	3260	4272
DQO soluble	538	--	457
DBO <sub>5</sub>	760	1625	--
COT	--	280	160
N total	103	115	139
N orgánico	82	53	93
N amoniacal	30	76	104
P total	24.4	35.8	26.0
P orgánico	20.4	--	--
Fosfatos	5.5	--	18.7
SS	3052	3394	3100
SSV	1806	2623	--
SD	412	--	--
SDV	212	--	--
ST	3464	--	3465
STV	1892	--	--
Turbidez (NTU)	--	548	1500
Bacteriología	--	2.6E+08 (CF) (UFC/100 mL)	4.0E+08 (EC) (NMP/100 mL)

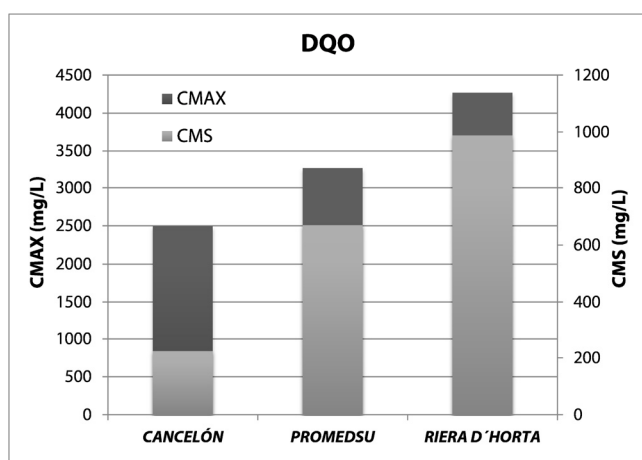
**Tabla 3-56. Comparación de medias de CMS obtenidas en las cuencas piloto “Cancelón” y “Riera d’Horta” con los valores agregados de las cuencas estudiadas en el PROMEDSU.**

Parámetros (mg/L)	CANCELÓN	PROMEDSU	RIERA D’HORTA
DQO	224	669	988
DQO soluble	112	--	351
DBO <sub>5</sub>	68	394	--
COT	--	41.9	39.4
N total	22.7	34.9	45.2
N orgánico	20.1	19.2	25.2
N amoniacal	15.5	2.8	18.4
P total	4.6	8.0	9.6
P orgánico	3.7	--	5.4
Fosfatos	0.9	--	4.3
SS	328	613	1025
SSV	139	384	--
SD	115	--	--
SDV	42	--	--
ST	442	--	1232
STV	181	567	--
Turbidez (NTU)	--	198	585
Bacteriología	--	2.3E+07 (CF) (UFC/100 mL)	2.6E+07 (EC) (NMP/100 mL)

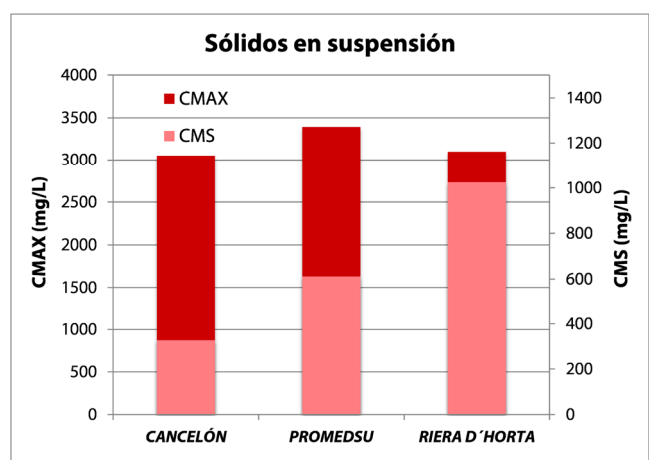
Se puede apreciar que las características de la cuenca santiaguesa y el régimen de lluvias de esta ciudad dan como resultado valores “bajos” de concentraciones máximas de contaminantes, a excepción de los sólidos en suspensión totales y el nitrógeno orgánico, en donde los valores son muy parecidos.

Los valores máximos instantáneos obtenidos en “Riera d’Horta” son, generalmente, superiores a los de los otros estudios presentados, excepto en el caso de los sólidos en suspensión y el fósforo total.

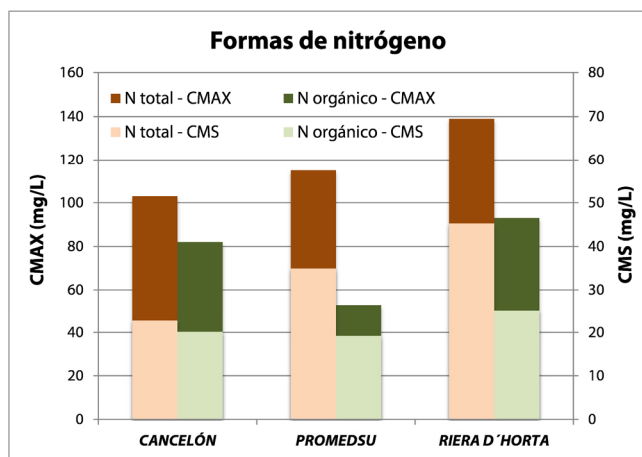
Las CMS medias también son, en general, superiores para la cuenca catalana, especialmente los valores de DQO y sólidos en suspensión en el entorno de los 1000 mg/L para ambos contaminantes, dichas concentraciones para los resultados agregados de PROMEDSU se sitúan en los 600 mg/L.



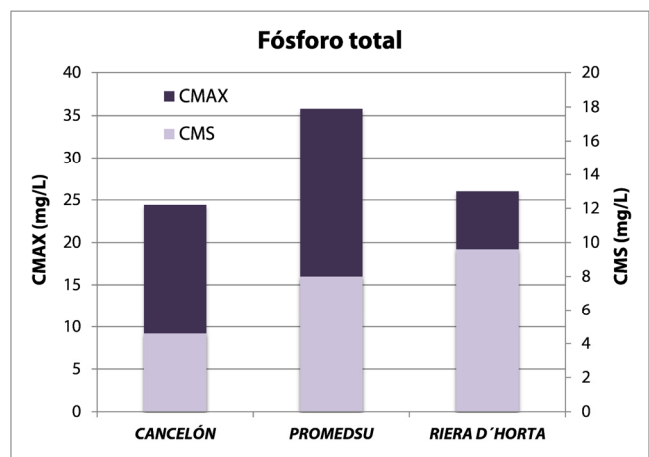
**Figura 3-62. Comparación de los valores máximos de CMAX y CMS medias de DQO obtenidos en los tres estudios.**



**Figura 3-63. Comparación de los valores máximos de CMAX y CMS medias de SS obtenidos en los tres estudios.**



**Figura 3-64. Comparación de los valores máximos de CMAX y CMS medias de N total y orgánico obtenidos en los tres estudios.**



**Figura 3-65. Comparación de los valores máximos de CMAX y CMS medias de P total obtenidos en los tres estudios.**



# CAPÍTULO 4: DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA Y METODOLOGÍA

## **CAPÍTULO 4. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA Y METODOLOGÍA**

### **ÍNDICE CAPÍTULO 4**

4.1. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA URBANA .....	4-3
4.1.1. Subcuenca del “Ensanche” .....	4-5
4.2. METODOLOGÍA Y ACTIVIDADES .....	4-7
4.3. CARACTERIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE SANEAMIENTO Y DRENAJE .....	4-9
4.4. MONTAJE E INSTRUMENTACIÓN DE LA SECCIÓN DE CONTROL DE LA CUENCA .....	4-14
4.4.1. Estación de control y accesorios .....	4-15
4.4.2. Equipos de instrumentación .....	4-16
4.4.2.1. Medición hidrológico-hidráulica .....	4-16
4.4.2.2. Medición de contaminación .....	4-19
4.4.2.3. Módulo de comunicaciones .....	4-21
4.5. PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN MEDIDOS .....	4-24
4.6. METODOLOGÍA EN TIEMPO SECO .....	4-32
4.7. METODOLOGÍA EN TIEMPO DE LLUVIA .....	4-36
4.7.1. Fichas de suceso .....	4-43
4.8. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS .....	4-47
4.8.1. Análisis de correlaciones .....	4-47
4.8.2. Análisis de los datos .....	4-53
4.9. TRATABILIDAD DE LAS AGUAS PLUVIALES MIXTAS MEDIANTE PROCESO FÍSICO-QUÍMICO ....	4-56
4.10. MODELIZACIÓN NUMÉRICA DE LA CUENCA .....	4-57
4.10.1. SWMM 5.0 .....	4-59
4.10.2. INFOWORKS CS .....	4-62





## **CAPÍTULO 4. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA Y METODOLOGÍA**

### **4.1. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA URBANA**

Santiago de Compostela, capital de la Comunidad Autónoma de Galicia, tiene una población creciente próxima a los 100.000 habitantes de derecho (superior a esta cifra en habitantes de hecho) lo que la convierte en la cuarta ciudad en tamaño de la Comunidad. Se encuentra situada entre el río Sar y su afluente el Sarela y, como la mayor parte de las ciudades que se han desarrollado en torno a cursos fluviales, ha utilizado sus aguas primero para abastecerse y más tarde para realizar sus vertidos de aguas residuales.

La ciudad dispone de un sistema de saneamiento heterogéneo: distintos materiales y distintos enfoques técnicos se han ido superponiendo a lo largo de siglos hasta conformar la situación actual. Se acomoda a los ejes fluviales de los ríos Sar y Sarela, y se caracteriza por tener una topografía de pendientes, más o menos acusadas, hacia ambos ríos, y un extenso, y no suficientemente conocido, sistema de aguas subterráneas, que se manifiesta en forma de veneros y manantiales que afloran en las partes bajas de las fincas y en las numerosas fuentes públicas ubicadas en el casco histórico.

El sistema de saneamiento de Santiago es unitario, con la excepción de alguna área de reciente urbanización (subcuenca de Fontiñas, polígono del Tambre). Se diferencian claramente tres zonas: el casco antiguo, la zona del ensanche y los nuevos desarrollos. La cuenca urbana se podría describir de forma general en dos tipologías, una con urbanización cerrada (80% de zona impermeable), de 3.9 km<sup>2</sup> y otra de urbanización abierta (20-40% de zona impermeable), de 5.5 km<sup>2</sup>.

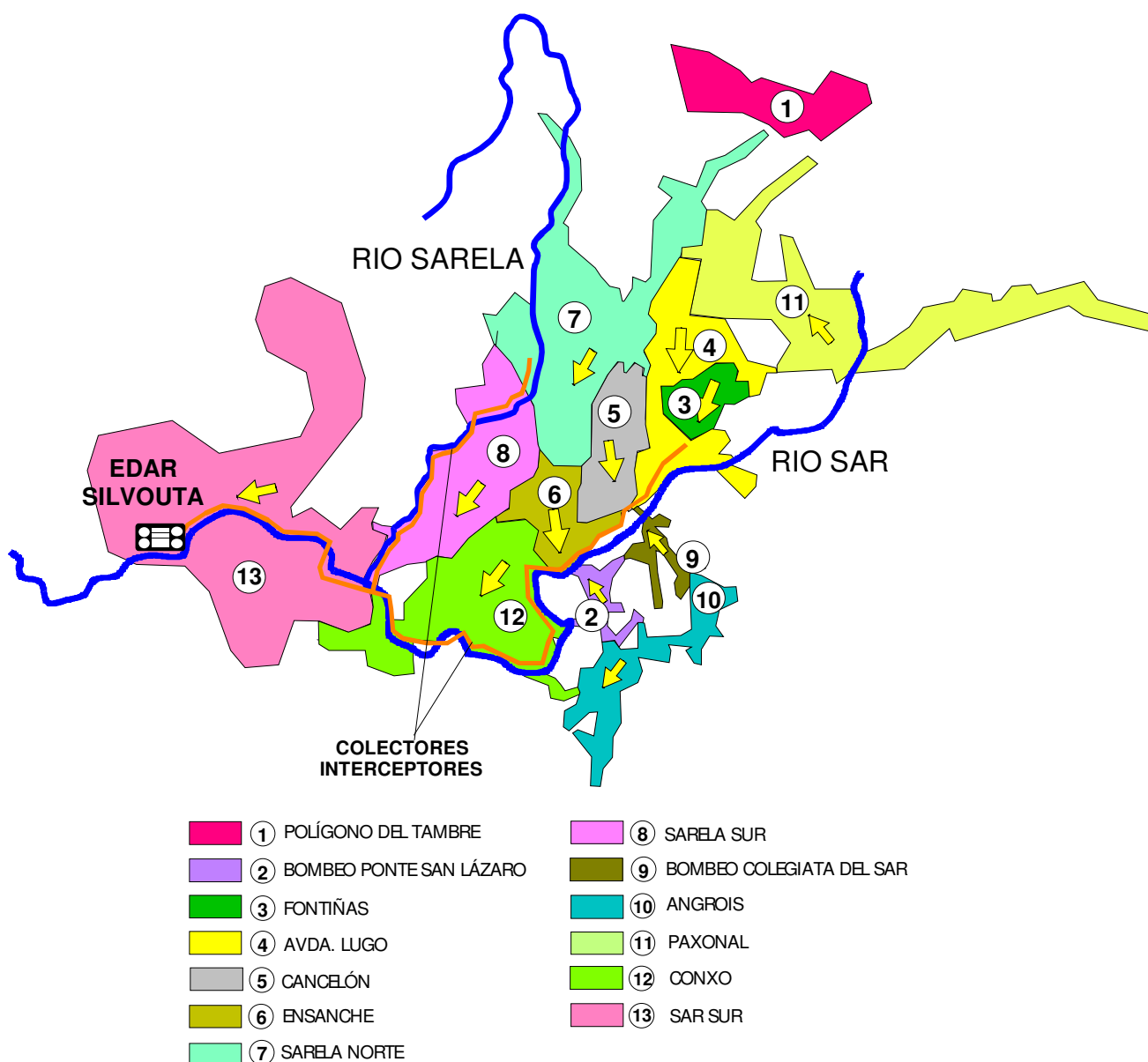
Hace aproximadamente diez años se han realizado importantes obras en la red de saneamiento y drenaje para eliminar, esencialmente, algunos problemas de inundaciones. Se incorporó también a la red, en la subcuenca denominada "Cancelón", un depósito-aliviadero para el control de reboses en tiempo de lluvia estudiado en la tesis de M. Beneyto en 2004.

El sistema de colectores interceptores tiene forma de Y y discurre paralelo a los ríos Sar y Sarela. Su estado de conservación no era bueno, permitiendo que aguas fluviales penetren en las conducciones en algunos puntos. Por ello, actualmente, se están llevando a cabo actuaciones con el objetivo de renovar dichos colectores interceptores e incorporar tanques de tormenta para una mejor gestión de la contaminación asociada a las aguas pluviales generadas en la ciudad durante los eventos pluviométricos.

La actual depuradora, convencional de fangos activos (sin nitrificación y desnitrificación), está totalmente colapsada. Su capacidad máxima diaria de tratamiento es de unos 450 L/s aproximadamente; sin embargo, ya en tiempo seco los caudales medios diarios afluentes a la EDAR oscilan entre 500 y 600 L/s, por lo que se producen alivios de manera continuada al río Sar durante todo el período diario, a excepción de un estrecho intervalo nocturno de 1-2 horas.

Tanto el río Sar como el Sarela, nacen en las proximidades de la ciudad, por lo que apenas son arroyos de menos de cuatro metros de anchura y unos centímetros de profundidad cuando ya comienzan a recibir pequeños vertidos. Conforme van incorporando cuenca receptora van aumentando también sus caudales pero a la altura de la EDAR, el río Sar apenas lleva un caudal, en estiaje, de 500 L/s.

La relación de dilución entre el caudal del río y el caudal vertido por la depuradora (tratado y no tratado) es muy baja. Por ello, la calidad del efluente de la EDAR condiciona totalmente la calidad del agua del río. Esta situación, unida a los efectos de los sucesos de rebose de alcantarillado en época de lluvia, muy frecuentes hasta la actualidad, han degradado totalmente el ecosistema fluvial.



**Figura 4-1. Discretización de cuencas del sistema de drenaje de la ciudad de Santiago de Compostela.**

Todo esto lleva a la conclusión de que es necesario avanzar en el diseño de un sistema de saneamiento incorporando “técnicas de drenaje urbano sostenible” (TDUS) para preservar la calidad del agua en el medio receptor (el río Sar), además de proyectar la ampliación de

la actual EDAR. El Plan de saneamiento de Galicia contempla esta ampliación, como obra de interés general, por lo que será financiada en un 75% por el Ministerio de Medio Ambiente y en un 15% por la propia Xunta de Galicia.

En la actualidad está en proceso la elaboración del proyecto de la nueva EDAR y están ejecutadas gran parte de las actuaciones en los colectores principales con la incorporación de sistemas de control y tratamiento de reboses para afrontar la problemática generada en tiempo de lluvia debido a vertidos frecuentes al medio receptor con importantes cargas de contaminación.

#### **4.1.1. Subcuenca del “Ensanche”**

La cuenca del “Ensanche”, situada en Santiago de Compostela, es una de las 13 principales subcuencas del sistema de saneamiento y drenaje de la ciudad. El “Ensanche” presenta una red de alcantarillado urbano mayoritariamente unitario que sirve a una población aproximada de 25.000 habitantes y su superficie aproximada es de 38 ha.



**Figura 4-2. Fotografía aérea de la cuenca “Ensanche” en Santiago de Compostela.**

La imposibilidad de la ubicación de la sección de control en un punto de la red aguas abajo de la cuenca tuvo como consecuencia la reducción de la superficie recogida de la misma.



El mejor emplazamiento posible para la instalación de los equipos de instrumentación recoge, aproximadamente, la mitad del área total de “Ensanche”, en torno a unas 20 hectáreas y una población de 13.000 habitantes. De aquí en adelante, esta porción estudiada de la cuenca “Ensanche” pasará a ser denominada por el mismo nombre.



**Figura 4-3. Fotografía aérea de la cuenca del “Ensanche” de Santiago de Compostela estudiada.**

Los usos principales de la cuenca estudiada son comercial y residencial, con las características propias de una zona urbana de alta densidad de población y un fuerte índice de tráfico rodado. El porcentaje de impermeabilidad es del 94.5%. Posee un 68% de zona edificada y el resto se distribuye entre calles y zonas de aparcamiento. La presencia de zonas verdes es muy reducida siendo una cuenca eminentemente urbana densa.

Una de las principales características de esta subcuenca es la fuerte pendiente de sus calles, con un valor medio del 4.2% y un máximo del 13.3%. Este hecho es relevante en el comportamiento hidrológico-hidráulico y de movilización de contaminantes en tiempo de lluvia.





**Figura 4-4. Fotografías de la cuenca “Ensanche” en Santiago de Compostela.**

## **4.2. METODOLOGÍA Y ACTIVIDADES**

Las actividades realizadas para el estudio de la cuenca y el cumplimiento de los objetivos fijados para esta tesis se han clasificado en tres grupos que se detallan a continuación.

### **ACTIVIDADES DE CAMPO**

- ✓ Estudio y conocimiento en profundidad de la cuenca mediante la obtención de cartografía, topografía, población residente, actividades en las cuencas, etc. Se revisa asimismo, el Plan General de Ordenación Urbana (PGOM).
- ✓ Recopilación de información sobre la red de saneamiento y drenaje de la cuenca: inventario de pozos de registro, datos de conductos, obras auxiliares, etc.
- ✓ Establecimiento de una sección de control en el sistema de saneamiento unitario de la cuenca del "Ensanche", en la que se registran valores en continuo de caudal, y de forma discreta, de contaminación a través de los muestreos en tiempo seco y durante los sucesos de lluvia.
- ✓ Mantenimiento de la estación de control, programación del sistema y recogida de muestras.

### **TRABAJO DE LABORATORIO**

- ✓ Se realizaron las determinaciones analíticas y ensayos de gran cantidad de parámetros de contaminación generada en la cuenca en tiempo seco y en los sucesos de lluvia muestreados con el fin de obtener para cada uno de ellos sus polutogramas correspondientes, además del hidrograma y del hietograma asociado.
- ✓ Las analíticas se han llevado a cabo en el laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (LISA) de la E.T.S.I.C.C.P. de la Universidade da Coruña y en los Servicios de Apoio á Investigación (SAI) de la UdC.
- ✓ Estudio de la biodegradabilidad de las aguas residuales en tiempo de lluvia de la cuenca.
- ✓ Análisis de la tratabilidad de los flujos de contaminación movilizados en tiempo de lluvia.

### **TRABAJO DE GABINETE**

- ✓ Análisis de los caudales generados en la cuenca urbana en tiempo seco.
- ✓ Análisis de los flujos de contaminación generados en los sucesos analizados con el objetivo de identificar las proporciones asociadas a las aguas residuales de tiempo seco y, de este modo, determinar los flujos máxicos asociados a la escorrentía urbana para cada contaminante.
- ✓ Parametrización de los sucesos de lluvia, análisis estadístico de los resultados y comparación de resultados con otras cuencas unitarias.
- ✓ Elaboración de un Sistema de Información Geográfica (SIG) con los datos de la cuenca y de la red de saneamiento y drenaje para exportarlo al programa de modelización *Wallingford Infoworks CS 9.0.1*.
- ✓ Modelización de la cuenca en los programas de simulación numérica "*Storm Water Management Model*" de la U.S.EPA (SWMM versión 5.0.014) e "*Infoworks CS 9.0.1*." ("*Wallingford Software*"). Comparación de resultados.

- ✓ Estudio de las posibles estrategias de gestión de los flujos de agua de la cuenca unitaria en tiempo de lluvia.

### 4.3. CARACTERIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE SANEAMIENTO Y DRENAJE

La red de saneamiento y drenaje de la cuenca es mayoritariamente de tipo unitario, cabe señalar que algunas calles céntricas disponen de sistema separativo.



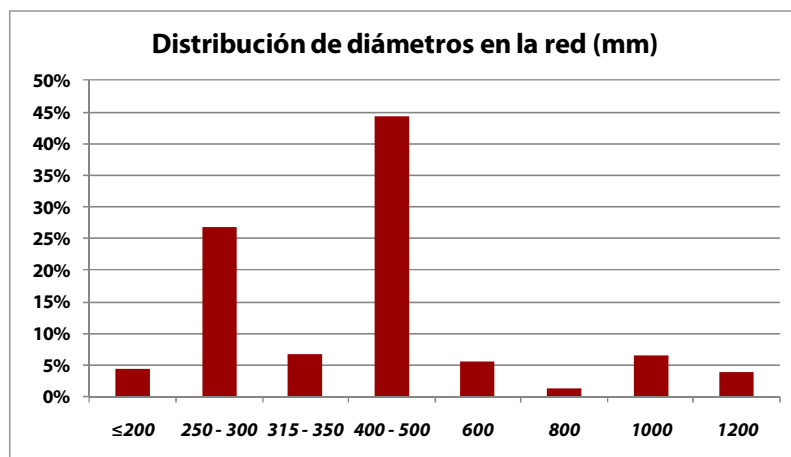
**Figura 4-5. Sistema de saneamiento y drenaje de la cuenca.**

La longitud total de los colectores es de 7 km aproximadamente (**6992 m**), con diámetros que oscilan desde los 150 mm hasta los 1200 mm. Los tamaños predominantes en la red son de 400-500 mm (44,3% del total). En cuanto a materiales es un sistema heterogéneo, mayoritariamente de hormigón (64,6% del total), con los conductos más recientes de PVC (19,1% del total). Los diámetros más grandes (1000 – 1200 mm) son en su mayoría de PVC y fibrocemento y representan el 10% del sistema.

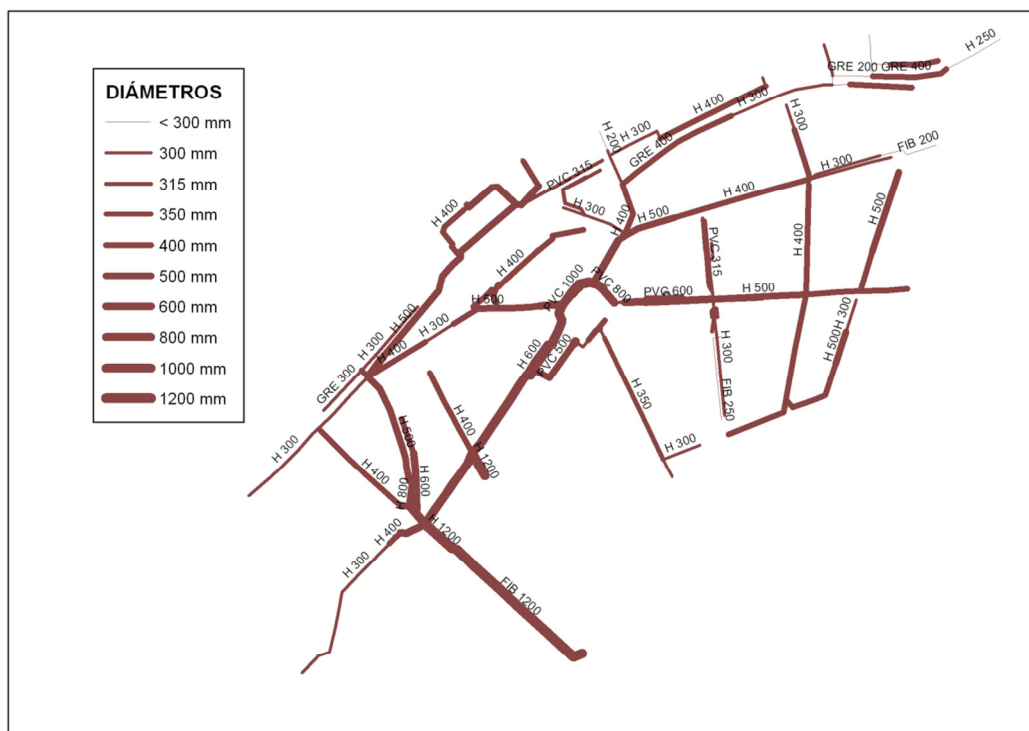


**Tabla 4-1. Distribución de materiales de la red en función de los diámetros.**

Diámetros	FIBROCEMENTO	FUNDICIÓN	GRES	HORMIGÓN	PVC	TOTAL
Φ ≤200 mm	40,5%	--	37,9%	7,7%	13,8%	4,4%
Φ 250 - 300 mm	3,5%	0,6%	15,9%	76,7%	3,3%	26,8%
Φ 315 - 350 mm	--	--	--	34,0%	66,0%	6,8%
Φ 400 - 500 mm	--	--	10,3%	83,3%	6,4%	44,3%
Φ 600 mm	--	--	--	36,9%	63,1%	5,6%
Φ 800 mm	--	--	--	64,6%	35,4%	1,4%
Φ 1000 mm	--	--	--	6,3%	93,7%	6,6%
Φ 1200 mm	73,8%	--	--	26,2%	--	4,0%
TOTAL	5,7%	0,2%	10,5%	64,6%	19,1%	100,0%



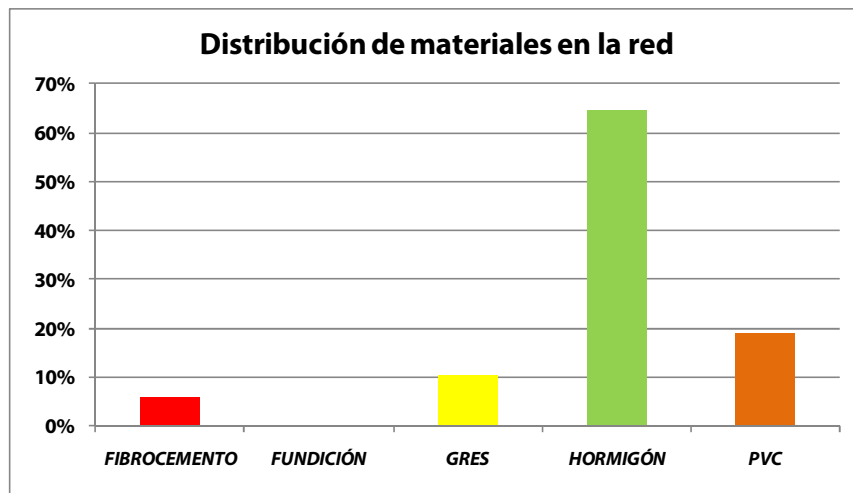
**Figura 4-6. Distribución de diámetros en la red de saneamiento y drenaje de la cuenca de "Ensanche".**



**Figura 4-7. Distribución de la red de saneamiento y drenaje por diámetros de los conductos.**



**Figura 4-8. Distribución de la red de saneamiento y drenaje por materiales.**

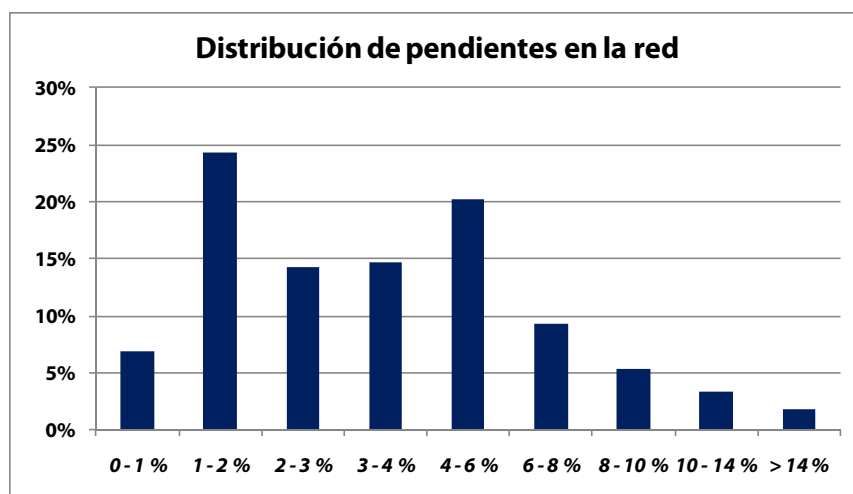


**Figura 4-9. Distribución de materiales de la red unitaria de la cuenca "Ensanche".**

La red presenta una pendiente media alta (4,5%), con pendientes máximas superiores al 14%. Los colectores con pendientes inferiores al 2% representan el 30% del sistema, y de este porcentaje, tan solo el 16% son conductos grandes de 1000 – 1200 mm (6% del total). La mayor parte de las conducciones con bajas pendientes son de 400-500 mm de diámetro (casi el 50%) y de hormigón (65%). Cabe destacar que el 40% de la red presenta pendientes superiores al 4%.

**Tabla 4-2. Distribución de diámetros de la red en función de las pendientes.**

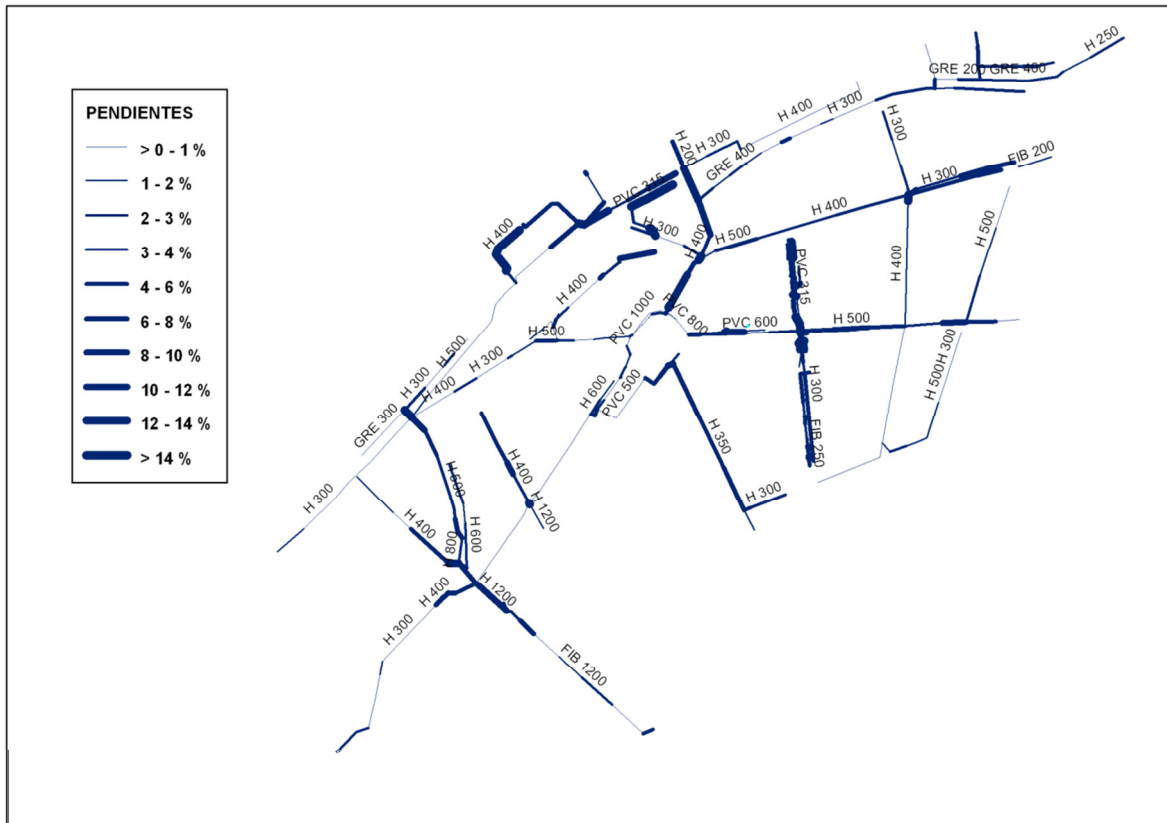
<b>Pendiente</b>	<b>Φ ≤200 mm</b>	<b>Φ 250 - 300 mm</b>	<b>Φ 315 - 350 mm</b>	<b>Φ 400 - 500 mm</b>	<b>Φ 600 mm</b>	<b>Φ 800 mm</b>	<b>Φ 1000 mm</b>	<b>Φ 1200 mm</b>	<b>TOTAL</b>
<b>0 - 1 %</b>	5,2%	22,5%	--	47,2%	0,2%	--	17,5%	7,5%	6,9%
<b>1 - 2 %</b>	0,5%	34,3%	--	44,5%	--	2,1%	16,0%	2,6%	24,3%
<b>2 - 3 %</b>	9,0%	14,7%	2,7%	51,2%	11,7%	2,8%	1,6%	6,3%	14,3%
<b>3 - 4 %</b>	2,9%	29,1%	3,9%	47,6%	5,2%	2,6%	4,5%	4,2%	14,7%
<b>4 - 6 %</b>	6,9%	30,9%	6,9%	45,3%	8,4%	--	0,3%	1,3%	20,2%
<b>6 - 8 %</b>	1,4%	28,8%	26,2%	28,9%	7,3%	1,4%	1,2%	4,8%	9,2%
<b>8 - 10 %</b>	14,1%	8,2%	13,6%	42,7%	1,9%	--	7,9%	11,7%	5,3%
<b>10 - 14 %</b>	--	20,3%	28,4%	43,1%	8,2%	--	--	--	3,3%
<b>&gt; 14 %</b>	--	31,7%	22,0%	22,0%	23,6%	--	0,8%	--	1,8%
<b>TOTAL</b>	4,4%	26,8%	6,8%	44,3%	5,6%	1,4%	6,6%	4,0%	100,0%



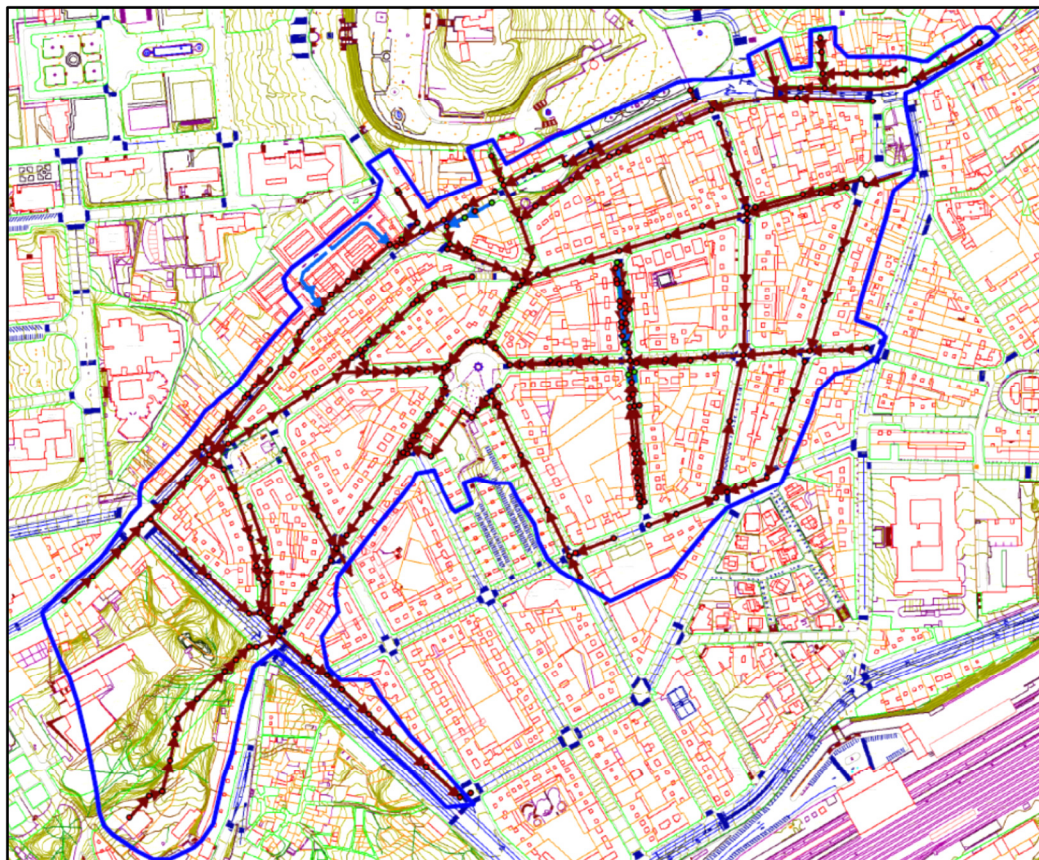
**Figura 4-10. Distribución de pendientes en el sistema de saneamiento y drenaje de la cuenca de "Ensanche".**

**Tabla 4-3. Distribución de materiales de la red en función de las pendientes.**

<b>Pendiente</b>	<b>FIBROCEMENTO</b>	<b>FUNDICIÓN</b>	<b>GRES</b>	<b>HORMIGÓN</b>	<b>PVC</b>	<b>TOTAL</b>
<b>0 - 1 %</b>	7,5%	--	18,9%	45,5%	28,1%	6,9%
<b>1 - 2 %</b>	3,1%	--	6,1%	70,2%	20,6%	24,3%
<b>2 - 3 %</b>	6,9%	--	11,5%	68,9%	12,7%	14,3%
<b>3 - 4 %</b>	7,1%	--	14,5%	63,0%	15,4%	14,7%
<b>4 - 6 %</b>	5,3%	0,8%	16,0%	59,2%	18,7%	20,2%
<b>6 - 8 %</b>	7,9%	--	2,0%	70,4%	19,7%	9,2%
<b>8 - 10 %</b>	9,5%	--	--	85,9%	4,6%	5,3%
<b>10 - 14 %</b>	1,3%	--	16,4%	43,1%	39,2%	3,3%
<b>&gt; 14 %</b>	2,4%	--	--	47,2%	50,4%	1,8%
<b>TOTAL</b>	5,7%	0,2%	10,5%	64,6%	19,1%	100,0%



**Figura 4-11. Distribución de la red de saneamiento y drenaje por pendientes.**



**Figura 4-12. Plano de la cuenca del "Ensanche" de Santiago de Compostela con su red de saneamiento unitaria.**

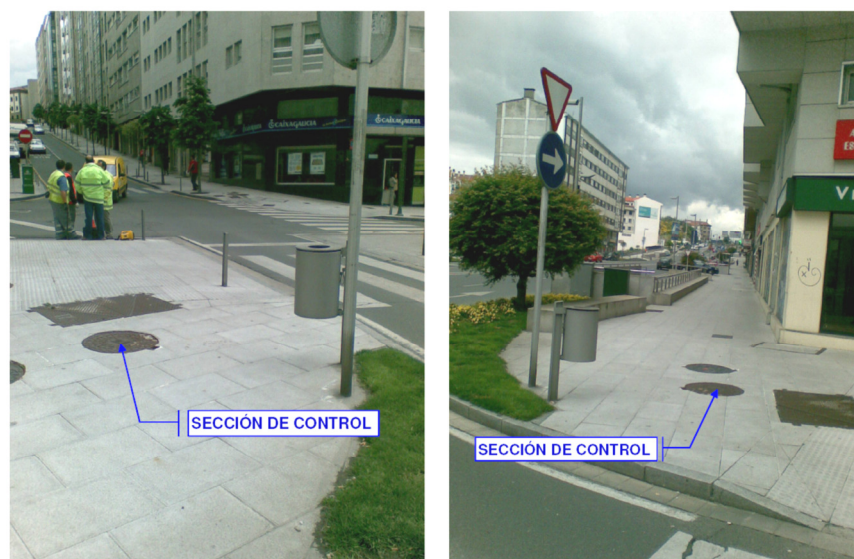


#### 4.4. MONTAJE E INSTRUMENTACIÓN DE LA SECCIÓN DE CONTROL DE LA CUENCA

El punto de la cuenca seleccionado para la instalación de la estación de control se sitúa aguas abajo de la misma y es el señalado en la siguiente figura.



**Figura 4-13. Emplazamiento de la sección de control en la imagen aérea de la cuenca.**



**Figura 4-14. Emplazamiento seleccionado para la instalación de la sección de control de la cuenca.**



La estación de control de la cuenca consta de los elementos que se describen en los apartados siguientes:

#### 4.4.1. Estación de control y accesorios

Se instaló una caseta de control de acero inoxidable de 760x760x1500 mm muy próxima al pozo de registro por el que se accede a la red para la instalación de la instrumentación.



**Figura 4-15. Caseta de control de la sección.**

Es necesaria la colocación de una protección plástica en el tramo de acera por donde transita el cableado de la instrumentación y el tubo de captación de agua, esto es, desde la tapa del pozo de registro hasta la caseta de control.



**Figura 4-16. Banda plástica de protección del cableado de la instrumentación de la sección.**



#### 4.4.2. Equipos de instrumentación

Debido a la naturaleza del estudio fue necesario instalar equipos que sirvieran para realizar la caracterización hidráulica y de flujos de contaminación de la cuenca. En el Anejo CARACTERÍSTICAS DE LA INSTRUMENTACIÓN DE CAMPO UTILIZADA se presentan las especificaciones técnicas de los equipos instalados.

##### 4.4.2.1. Medición hidrológico-hidráulica

Para el conocimiento del funcionamiento hidrológico-hidráulico de la cuenca es fundamental tener información de los caudales circulantes en tiempo seco así como el comportamiento durante el tiempo de lluvia mediante el análisis de los hietogramas-hidrogramas generados.

#### PLUVIÓMETRO

Los hietogramas de los eventos pluviométricos se obtuvieron de la Estación Meteorológica de Meteogalicia situada en el Campus Sur de la Universidad de la ciudad (Santiago-EOAS).



**Figura 4-17. Ubicación del pluviómetro en la imagen aérea de la cuenca.**

Como puede apreciarse en la imagen, el pluviómetro no está situado en el interior de la cuenca en estudio; no obstante, cabe señalar que se encuentra muy próximo a la misma y tras el análisis de los primeros hietogramas-hidrogramas se constató que los datos proporcionados eran de gran fiabilidad. Los valores de intensidad pluviométrica se registran cada 10 minutos y se descargan “online” desde la web de Meteogalicia ([www.meteogalicia.es](http://www.meteogalicia.es)).

## CAUDALÍMETRO

La medición de caudales circulantes en la red de saneamiento y drenaje de la cuenca comenzó el 20 de junio de 2008 y se prolongó durante más de 14 meses (hasta el 24 de agosto de 2009) con registros cada 5 minutos de calado, velocidad y caudal en el colector instrumentado (fibrocemento de  $\Phi = 1200$  mm).

El modelo de caudalímetro utilizado fue HACH SIGMA 950 cuyas características técnicas puede verse en el Anejo 1 de CARACTERÍSTICAS DE LA INSTRUMENTACIÓN DE CAMPO UTILIZADA.



**Figura 4-18. Caudalímetro Hach Sigma 950.**

Estos caudalímetros calculan el caudal que circula por una sección como el producto de la velocidad media de la corriente circulante por el área de la sección mojada. La velocidad media y el calado de la corriente circulante se obtiene utilizando una sonda doppler sumergida. Esta sonda transmite a la corriente de flujo ondas de sonido de alta frecuencia, que se reflejan en las partículas que arrastra la corriente de flujo y regresan a la sonda de velocidad. La frecuencia del sonido que regresa está ligeramente modificada frente a la frecuencia original. La magnitud de la variación de la frecuencia es proporcional a la velocidad de las partículas, pudiéndose calcular la velocidad media de la corriente de flujo. Mientras, el nivel se obtiene mediante un burbujeador continuo de aire incorporado en la sonda sumergida, de este modo, el caudalímetro si está calibrado, calcula el calado existente en el conducto en cada momento debido a la presión ejercida por la columna de agua sobre la emisión de las burbujas de aire de la sonda.

Después de calcular el nivel, el microprocesador convierte este nivel calculado en un área mojada a través de las características de la sección que define el usuario.



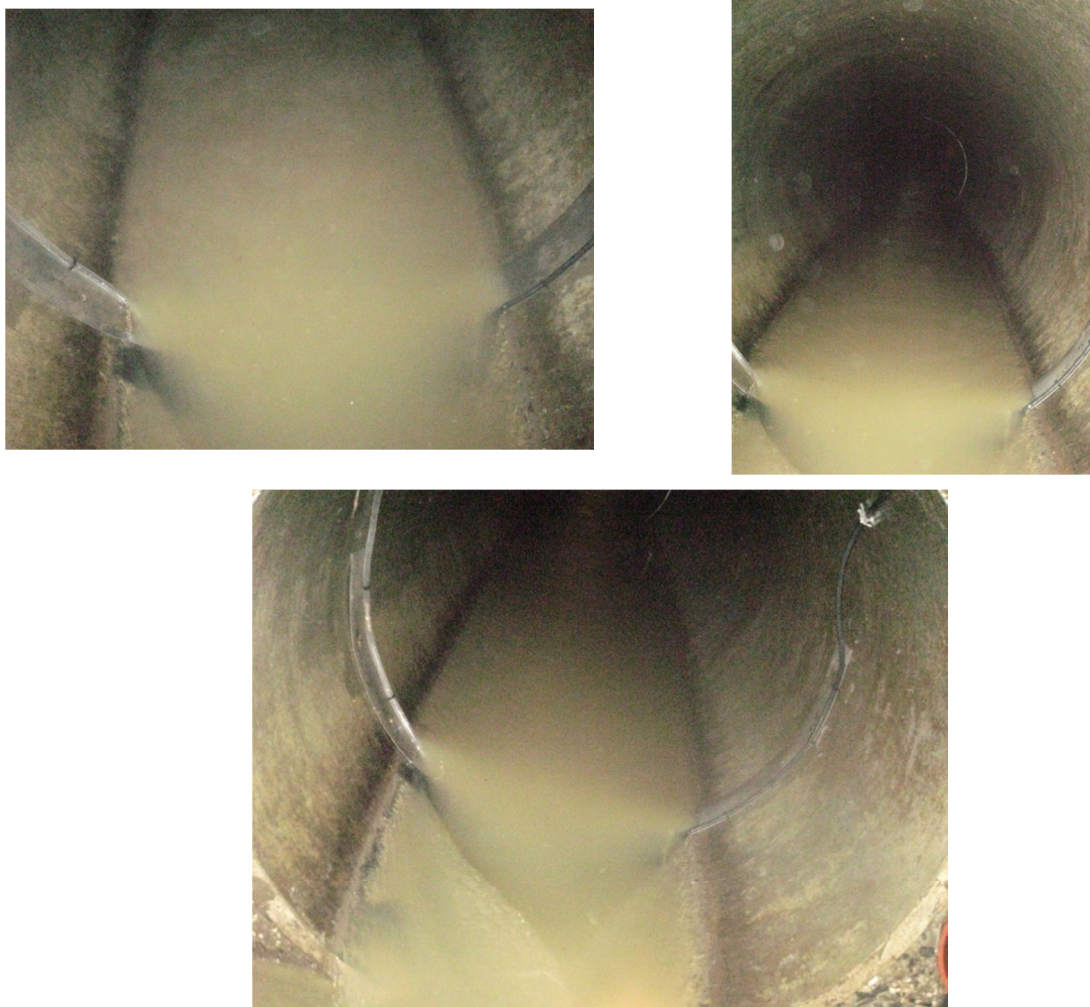


**Figura 4-19. Caudalímetro Hach Sigma 950 con la sonda Doppler de velocidad y calado conectada.**

El caudalímetro se programó para tomar un dato de velocidad y otro de calado y obtener, a partir de éstos, el caudal cada 5 minutos. La capacidad de memoria del caudalímetro es de 128 KBytes por lo que consigue almacenar los datos de 20 días aproximadamente. La descarga de los datos puede realizarse con un ordenador portátil, una PDA o mediante una unidad de transferencia de datos específica de los SIGMA 950. Este aparato requiere de un mantenimiento consistente en el recambio de la batería de alimentación de 12 V por agotamiento cada 7 días aproximadamente y en la limpieza del orificio de salida del burbujeador en la sonda por inyección de aire a presión mediante un bombín convencional o una soplante cada 2-4 semanas.



**Figura 4-20. Sonda doppler de velocidad y calado instalada sobre una placa metálica antes de su fijación en el colector. Se puede observar la cabeza de succión del tubo de toma de muestra.**



**Figura 4-21. Placa metálica fijada en el colector con la sonda doppler de velocidad y calado y la cabeza de succión de toma de muestra en la parte inferior.**

#### **4.4.2.2. Medición de contaminación**

Para la medición de la contaminación, tanto en tiempo seco como durante los sucesos de lluvia, se instaló en la caseta de control de un muestreador SIGMA 900 (características técnicas en el Anejo I) que toma muestra automáticamente de una fuente de líquido. El muestreador utiliza una bomba peristáltica de alta velocidad para tomar la muestra de líquido y ya rellenando cada una de las 24 botellas de polietileno de 1 litro de las que consta el tomamuestras. El tomamuestras está dotado de un controlador donde se registra la fecha y la hora que fue tomada cada muestra y con el que se introduce la programación.

Al tomamuestras automático se conectaba un tubo de teflón de 12 mm de diámetro que transcurría paralelo al cable de la sonda doppler y terminaba en un dispositivo de succión instalado en la placa metálica fijada en la parte inferior del colector para la medida del caudal.





**Figura 4-22. Detalle del tomamuestras SIGMA 900.**



**Figura 4-23. Detalle del sistema utilizado para la toma de muestras en la sección de control antes de su colocación e instalado.**



**Figura 4-24. Tomamuestras automático SIGMA 950 instalado en la caseta de control.**

#### 4.4.2.3. Módulo de comunicaciones

El módulo de comunicaciones ENDOL es una solución informática diseñada para transmitir en tiempo real los datos aportados por los sensores instalados en la sección de control. Usando la tecnología GRPS e internet puede saberse en tiempo real los datos que están recogiendo los sensores en y desde cualquier parte del mundo. Los datos son automáticamente clasificados según su procedencia y guardados en una base de datos. Estos datos pueden exportarse a distintos formatos.

El módulo de comunicaciones GPRS funciona con todas las operadoras de telefonía españolas. Es de pequeño tamaño y bajo consumo, admite hasta 4 sensores con salida analógica de 0-20 mA.



**Figura 4-25. Módulo de comunicaciones GPRS con su antena emisora (izquierda) y con cable de salida del caudalímetro de señal analógica (derecha).**

El caudalímetro de la estación de control se conectó al módulo de comunicaciones mediante un cable de señal analógica 4-20 mA (puede verse en la figura anterior derecha), por este canal puede recibirse y almacenarse la información deseada (en este caso nivel, velocidad o caudal) cada intervalo de tiempo programado por el usuario, el dato más interesante era el de calado en el colector de la sección de control debido a que este parámetro se utilizaba como señal de arranque al tomamuestras en tiempo de lluvia, se enviaba cada minuto y podía consultarse en cualquier momento en tiempo real.



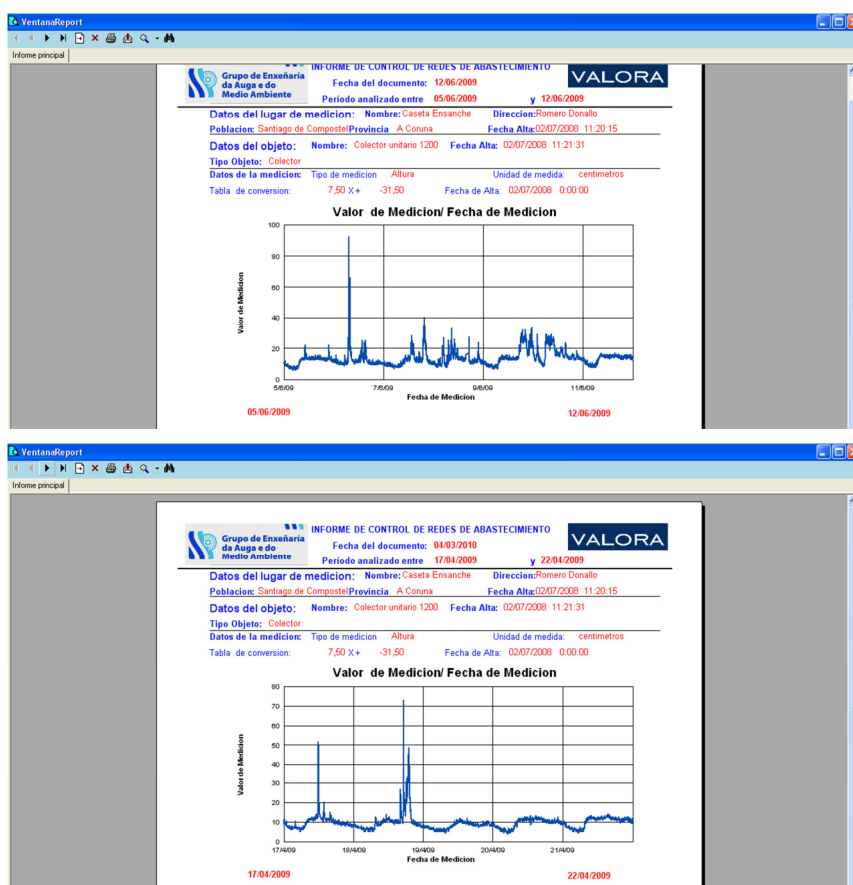
**Figura 4-26. Módulo Endol de comunicaciones por GRPS en estación de control conectado al caudalímetro Hach Sigma 950 con sistema de alimentación a 12 V y antena emisora.**

Los datos de calado se recibían en el Endol Servidor, que es el programa encargado de gestionar la conexión de los módulos, así como de clasificar los datos recibidos y guardarlos en la base de datos. Desde él se pueden enviar órdenes, configurar el módulo o recibir datos en ese mismo momento.



**Figura 4-27. Ventana principal del programa Endol Servidor.**

La consulta de los datos almacenados, así como su descarga y exportación a diversos formatos (excel, word, pdf, etc.), se realizaba mediante el programa Endol Cliente. Este programa se conecta directamente con el servidor para recibir los datos automáticamente. Puede guardar datos de los módulos, de los sensores, de su ubicación geográfica, de los objetos medidos y las mediciones. A través del Endol Cliente se pueden gestionar todos esos datos.

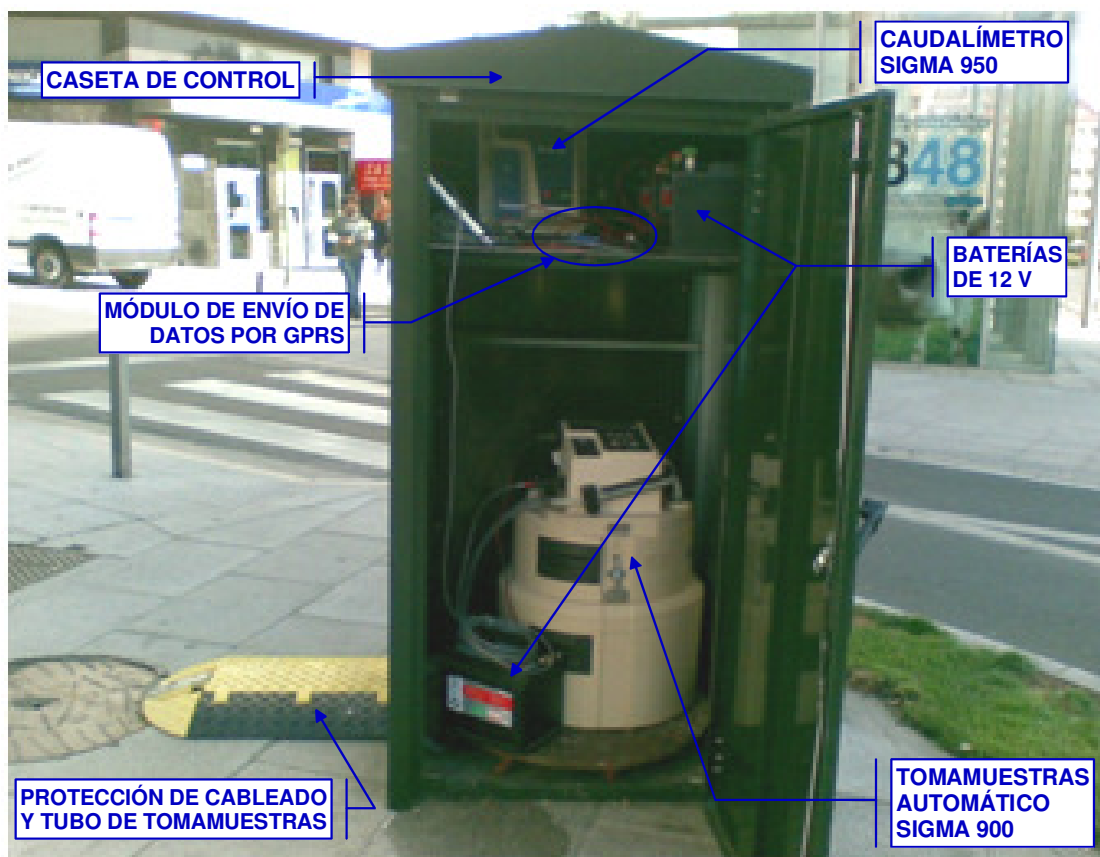


**Figura 4-28. Ventana de consulta de datos de calado en el colector de la sección de control graficados en el programa Endol Cliente.**



Una vez completada la instalación de todos los equipos de instrumentación y sensores, se comenzó a explotar la sección que, en resumen, constaba de los siguientes elementos:

- ✓ Caseta de control de acero inoxidable de 760x760x1500 mm.
- ✓ Bandas de protección de cableado de sonda doppler y tubo de tomamuestras.
- ✓ 1 sensor Doppler de velocidad y calado.
- ✓ 1 caudalímetro HACH SIGMA 950 de ultrasonidos para sensor doppler de velocidad y calado (con salida analógica).
- ✓ 1 dispositivo de succión unido a tubo de teflón de 12 mm de  $\Phi$  conectado al tomamuestras.
- ✓ 1 tomamuestras automático SIGMA 900 de 24 botellas de 1 L.
- ✓ 3 baterías de alimentación de 12 V.
- ✓ Sistema de comunicación GPRS a servidor de control.



**Figura 4-29. Estación de control del sistema de saneamiento y drenaje de la cuenca del "Ensanche".**



**Figura 4-30.** Caseta de control del sistema de saneamiento y drenaje de la cuenca del “Ensanche”.

## **4.5. PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN MEDIDOS**

La elaboración de la relación de parámetros de contaminación estudiados en esta tesis ha sido un procedimiento complejo, meditado y ambicioso realizado con la intención de no dejar escapar al estudio ningún tipo de contaminante de relevancia movilizado en tiempo de lluvia en la cuenca y que pueda ocasionar impactos importantes en el medio acuático receptor. Para la elaboración de esta amplia lista de parámetros de contaminación se analizaron dos tipos de fuentes principales de información, estudios de caracterización de flujos de contaminación asociados a escorrentías, tanto urbana como de autopistas y viales y legislación de todo tipo en materia de contaminación y calidad de aguas. En el análisis de estas fuentes se realizó la revisión de un amplísimo espectro de contaminantes (más de 250) entre los que se encuentran los contaminantes denominados convencionales (DQO, sólidos, turbidez, etc.), metales, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), compuestos orgánicos volátiles (COVs), plaguicidas y herbicidas, policlorobifenilos (PCBs), hidrocarburos alifáticos, detergentes, fenoles, compuestos orgánicos no volátiles, compuestos organoestánicos, etc. También se estudió en esta cuenca la movilización en los eventos pluviométricos de un grupo de 11 contaminantes denominados “emergentes” (denominados en literatura aglosajona PPCPs, “*Pharmaceuticals and Protection Care Products*”). El procedimiento para su elección será detallado más adelante.

**Tabla 4-4. Lista completa de parámetros revisados en las fuentes de información analizadas.**

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	METALES, CATIONES (totales, fase particulada y disueltos) Y ANIONES	FENOLES	HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAPs)	COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES (COVs)	PLAGUICIDAS	HIDROCARBUROS TOTALES (Alifáticos)	DETERGENTES	POLICLORO BIFENILOS (PCB'S)	BACTERIOLOGÍA	OTROS COMPUESTOS
Aceites y grasas	Aluminio	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	Coliformes totales 37°	Microcistina
Alcalinidad	Antimonio	2,4-dinitrofenol	Naftaleno	1,1-dicloroetano	dichlorvos	C10-13 Cloroalcanos	(Como dodecil benceno sulfonato sódico)	PCB 8	Coliformes fecales	Compuestos de tributilestano
Amonio	Arsénico	4cloro-3metilfenol	Acenaftileno	cis-1,2-dicloroetano	chlormephos	1,2 - Dicloroetano	Tensioactivos aniónicos	PCB 20	Escherichia Coli	Tributiltin catión de tributilestano
Carbono inorgánico	Bario	2,4-diclorofenol	Acenafteno	2,2-dicloropropano	ethoprophos	1,2 - Diclorometano		PCB 28	Enterococos Fecales	Pentabromodifenil
Carbono orgánico total	Berilio	2,4,6-triclorofenol	Fluoreno	bromoclorometano	trifluralin	Hexaclorobutadieno		PCB 52	Clostridium Perfringens	Difeniléteres bromados
Carbono orgánico disuelto	Boro	4-nitrofenol	Fenantreno	cloroformo	chlorpropham	Hexaclorociclohexano		PCB 35	Salmonella	Aldehidos
Carbono total	Cadmio	pentaclorofenol	Antraceno	1,1,1-tricloroetano	phorate	1,1,1 - Tricloroetano		PCB 101	Nemátodos intestinales	AOX
Clorofila a	Cobalto	2-nitrofenol	Fluoranteno	tetraclorometano	a-HCH	Triclorometano (cloroformo)		PCB 118	Legionella spp	Di (2-etilhexil) ftalato (DEHP)
Color aparente	Cobre	fenol	Pireno	1,1-dicloro-1-propeno	diazinon			PCB 138	Taenia saginata	
Color verdadero	Cromo	2,4-dimetilfenol	Benz(a)antraceno	benceno	g-HCH			PCB 153	Taenia solium	
Conductividad a 20°	Estaño	2-clorofenol	Críseno	1,2-dicloroetano	b-HCH			PCB 180		
DBO <sub>5</sub>	Hierro	4-p-nonilfenol	Benzo(b)fluoranteno+ Benzo(j)fluoranteno	tricloroetano	vinclozolin					
DQO soluble	Manganeso	nonilfenol	Benzo(k)fluoranteno	1,2-dicloropropano	chlorpyrifos methyl					
DQO total	Mercurio	Para-ter-octilfenol	Benzo(e)pireno	tribromometano	promethryn					
Dureza	Molibdeno	octilfenol	Benzo(a)pireno	bromodichlorometano	metribuzin					
Fosfatos	Níquel		Benzo(ghi)perileno	cis-1,3-dicloropropeno	d-HCH					
Fósforo total	Plomo		Dibenz(a,h)antraceno	tolueno	metalaxyl					
Nitratos	Selenio		Indopireno	trans-1,3-dicloropropeno	pirimiphos methyl					
Nitritos	Sodio			1,1,2-tricloroetano	heptachlor					
Nitrógeno Kjeldahl	Vanadio			tetracloroetano	terbuthryn					
N-Orgánico	Tóxicos metálicos			1,3-dicloropropano	malathion					
N-Total	Zinc			tribromoclorometano	fenitrothion					
Oxígeno disuelto	Bromato			1,2-dibromometano	dichlofluanid					
pH	Bromuros			clorobenceno	chlorpyrifos					
Sólidos disueltos totales	Cloruros			etilbenceno	aldrin					
Sólidos disueltos volátiles	Cianuros			1,1,1,2-tetracloroetano	dieldrin					
Sólidos disueltos fijos	Fluoruros			m+p - xileno	endrin					
Sólidos en suspensión totales	Calcio			o-xileno	dicolof					
Sólidos en suspensión volátiles	Magnesio			estireno	pendimethalin					
Sólidos en suspensión fijos	Potasio			tribromometano	chlorphenvinphos					
Sólidos totales	Silicio			isopropilbenceno	quinalphos					
Sólidos totales volátiles	Sílice			bromobenceno	heptachlor epoxide					
Sólidos totales fijos				1,1,2,2-tetracloroetano	procymidon					
Sulfatos				n-propilbenceno	triadimenol					
Sulfitos				1,2,3-tricloropropano	fenamiphos					
Sulfuros disueltos				2-clorotolueno	g-chlordane					
Sulfuros totales				1,3,5-trimetilbenceno	a-chlordane					
Dióxido de azufre				4-clorotolueno	a-endosulfan					
Temperatura				tert-butilbenceno	pp'-DDE					
Transparencia				1,2,4-trimetilbenceno	ethion					
Turbidez				sec-butilbenceno	pp'-DDD					
Materias sedimentables				1,3-diclorobenceno	b-endosulfan					
Sólidos gruesos				p-isopropiltolueno	endrin aldehyde					
Índice SAR				1,4-diclorobenceno	pp'-DDT					
MI (materias inhibitorias)				n-butilbenceno	endosulfan sulfate					
				1,2-diclorobenceno	bromopropylat					
				1,2-dibromo-3-cloropropano	methoxychlor					
				1,2,4-triclorobenceno	tebufenpyrad					
				hexacloro-1,3-butadieno	endrin ketone					
				naftaleno	tetradifon					

Se realizó una matriz en la que se presentaban todas las referencias analizadas con los parámetros de contaminación estudiados en cada una.

Los estudios de caracterización de contaminación de escorrentías revisados fueron los siguientes:



- Gran cantidad de referencias internacionales y artículos publicados de caracterización de escorrentías de autopistas y viales: *Aldheimer et al., 2003; Aryal et al., 2006; Barbosa et al., 1999; Barrett et al., 1998; Berbee et al., 1999; Ellis et al., 2004; Göbel et al., 2007; Han et al., 2006; Huang et al., 2004; Kayhanian et al., 2003 y 2007; Lee et al., 2002, y 2005; Li et al., 2006; Mangani et al., 2005; Pontier et al., 2004; Revitt et al., 2004; Sansalone et al., 1997; Westerlund et al., 2003 y 2006; Young et al., 1996.* (ver bibliografía).

Los estudios de caracterización de los flujos de contaminación asociados a aguas pluviales, tanto en cuencas unitarias como separativas, considerados han sido:

- *"Nationwide Urban Runoff Program" (NURP)* de la US-EPA (1978-1983). El NURP abarcó 28 proyectos dentro de los Estados Unidos, en los cuales se recopilaban y procesaban estadísticamente datos de precipitación, uso de cuencas, caracterización de fuentes y de la escorrentía urbana (EPA, 1983).
- *"Considerations in the Design of Treatment Best Management Practices (BMPs) to Improve Water Quality"* de la US-EPA (2002). En este estudio se describen los criterios de diseño de los TDUS (técnicas de drenaje urbano sostenible) para el tratamiento y gestión de las aguas de escorrentía urbana en EE.UU. (EPA, 2002).
- *Programa nacional de medición de descargas de sistemas unitarios (PROMEDSU)*. Fue un proyecto promovido por el Ministerio de Medio Ambiente para caracterizar los reboses de los alcantarillados unitarios en tiempo de lluvia, que se llevó a cabo entre mayo de 2000 y abril de 2001 en 5 cuencas unitarias de ciudades españolas (M.M.A., 2002).
- *Evaluación de los rendimientos de depósitos de detención-aliviadero en redes de saneamiento unitarias en cuencas de la España húmeda*. Tesis doctoral en la que se estudia con detalle el comportamiento hidráulico y de flujos de contaminación en un tanque de tormentas en una cuenca unitaria de Santiago de Compostela (Beneyto, 2004).

La legislación y normativa revisada se divide en tres temáticas: control de la contaminación en vertidos, control de la calidad de los medios acuáticos y control de calidad para usos consuntivos. Los textos revisados por temáticas han sido los siguientes:

#### *Control de la contaminación en vertidos*

- Directiva 2006/11/CE relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad.
- Ordenanzas de vertido al alcantarillado de Barcelona, Bilbao, Madrid, Ourense, Vigo y Zaragoza.
- Real Decreto 849/1986 por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos Preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de Aguas.

#### *Control de la calidad de las aguas en medio natural*

- Directiva 75/440/CE relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los estados miembros.
- Directiva 2006/44/CE relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.
- Directiva 2006/7/CE relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño.
- Directiva 2008/105/CE relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.
- Ley 8/2001 de protección de la calidad de las aguas de las rías de Galicia.

#### *Control de calidad de las aguas para usos consuntivos*

- Real Decreto 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.
- Real Decreto 1310/1990 por el que se regula la utilización de los lodos de depuración del sector agrario.
- Real Decreto 140/2003 por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.
- Documentos técnicos sobre la calidad de agua requerida en diferentes usos consuntivos y parámetros de contaminación considerados en: riego en agricultura, usos industriales y recarga de acuíferos.

Una vez analizados todos los parámetros de contaminación que se tienen en cuenta en las fuentes de información consultadas, se seleccionaron los contaminantes a estudiar por criterio de repetitividad en la matriz generada, que, en cierta forma, puede ser considerado un criterio de relevancia.

Cabe destacar que, debido al objetivo ambicioso en cuanto a estudio del número de parámetros representativos de la contaminación movilizada en la cuenca, se seleccionaron para analizar una lista muy amplia de contaminantes.

Presumiblemente, en base a literatura revisada, algunos de los parámetros seleccionados probablemente se presentarán en concentraciones muy inferiores a los estándares de calidad fijados en las normativas legales.

Una vez expuesto el criterio de elección de los contaminantes a estudiar en esta tesis, se expone la lista de parámetros seleccionados para el análisis de su movilización en tiempo de lluvia en la cuenca urbana:

Tabla 4-5. Parámetros de contaminación seleccionados para su estudio.

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	METALES, CATIONES (totales, fase particulada y disueltos) Y ANIONES	FENOLES	HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAPs)	COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES (COVs)	PLAGUICIDAS	HIDROCARBUROS TOTALES (Alifáticos)	DETERGENTES	POLICLORO BIFENILOS (PCB'S)	BACTERIOLOGÍA	OTROS COMPUESTOS
Aceites y grasas	Aluminio	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	Coliformes totales 37°	Microcistina
Alcalinidad	Antimonio	2,4-dinitrofenol	Naftaleno	1,1-dicloroetano	dichlorvos	C10-13 Cloroalcanos	(Como dodecil benceno sulfonato sódico)	PCB 8	Coliformes fecales	Compuestos de tributilestaño
Amonio	Arsénico	4cloro-3metilfenol	Acenaftileno	cis-1,2-dicloroetano	chlormephos	1,2 - Dicloroetano	Tensioactivos aniónicos	PCB 20	Escherichia Coli	Tributitín catión de tributilestaño
Carbono inorgánico	Bario	2,4-diclorofenol	Acenafteno	2,2-dicloropropano	ethoprophos	1,2 - Diclorometano		PCB 28	Enterococos Fecales	Pentabromodifenil eter
Carbono orgánico total	Berilio	2,4,6-triclorofenol	Fluoreno	bromoclorometano	trifluralin	Hexaclorobutadieno		PCB 52	Clostridium Perfringens	Difeniléteres bromados
Carbono orgánico disuelto	Boro	4-nitrofenol	Fenantreno	cloroformo	chlorpropham	Hexaclorociclohexano		PCB 35	Salmonella	Aldehidos
Carbono total	Cadmio	pentaclorofenol	Antraceno	1,1,1-tricloroetano	phorate	1,1,1 - Tricloroetano		PCB 101	Nematodos intestinales	AOX
Clorofila a	Cobalto	2-nitrofenol	Fluoranteno	tetraclorometano	a-HCH	Triclorometano (cloroformo)		PCB 118	Legionella spp	Di (2-etilhexil) ftalato (DEHP)
Color aparente	Cobre	fenol	Pireno	1,1-dicloro-1-propeno	diazinon			PCB 138	Taenia saginata	
Color verdadero	Cromo	2,4-dimetilfenol	Benz(a)antraceno	benceno	g-HCH			PCB 153	Taenia solium	
Conductividad a 20°	Estaño	2-clorofenol	Criseno	1,2-dicloroetano	b-HCH			PCB 180		
DBO <sub>5</sub>	Hierro	4-p-nonilfenol	Benzo(b)fluoranteno+ Benzo(j)fluoranteno	tricloroetano	vinclozolin					
DQO soluble	Manganeso	nonilfenol	Benzo(k)fluoranteno	1,2-dicloropropano	chlorpyrifos methyl					
DQO total	Mercurio	Para-ter-octilfenol	Benzo(e)pireno	tribromometano	promethryn					
Dureza	Molibdeno	octilfenol	Benzo(a)pireno	bromodichlorometano	metribuzin					
Fosfatos	Níquel		Benzo(ghi)perileno	cis-1,3-dicloropropeno	d-HCH					
Fósforo total	Plomo		Dibenz(a,h)antraceno	tolueno	metalaxyl					
Nitratos	Selenio		Indopireno	trans-1,3-dicloropropeno	pirimiphos methyl					
Nitritos	Sodio			1,1,2-tricloroetano	heptachlor					
Nitrógeno Kjeldahl	Vanadio			tetracloroetano	terbuthryn					
N-Orgánico	Tóxicos metálicos			1,3-dicloropropano	malathion					
N-Total	Zinc			tribromoclorometano	fenitrothion					
Oxígeno disuelto	Bromato			1,2-dibromometano	dichlofluanid					
pH	Bromuros			clorobenceno	chlorpyrifos					
Sólidos disueltos totales	Cloruros			etilbenceno	aldrin					
Sólidos disueltos volátiles	Cianuros			1,1,1,2-tetracloroetano	dieldrin					
Sólidos disueltos fijos	Fluoruros			m+p - xileno	endrin					
Sólidos en suspensión totales	Calcio			o-xileno	dicofol					
Sólidos en suspensión volátiles	Magnesio			estireno	pendimethalin					
Sólidos en suspensión fijos	Potasio			tribromometano	chlorphenvinphos					
Sólidos totales	Silicio			isopropilbenceno	quinalphos					
Sólidos totales volátiles	Silice			bromobenceno	heptachlor epoxide					
Sólidos totales fijos				1,1,2,2-tetracloroetano	procymidon					
Sulfatos				n-propilbenceno	triadimenol					
Sulfitos				1,2,3-tricloropropano	fenamiphos					
Sulfuros disueltos				2-clorotolueno	q-chlordane					
Sulfuros totales				1,3,5-trimetilbenceno	a-chlordane					
Dióxido de azufre (SO <sub>2</sub> )				4-clorotolueno	a-endosulfan					
Temperatura				tert-butilbenceno	pp'-DDE					
Transparencia				1,2,4-trimetilbenceno	ethion					
Turbidez				sec-butilbenceno	pp'-DDD					
Materias sedimentables				1,3-diclorobenceno	b-endosulfan					
Sólidos gruesos				p-isopropiltolueno	endrin aldehyde					
Índice SAR				1,4-diclorobenceno	pp'-DDT					
MI (materias Inhibitorias)				n-butilbenceno	endosulfan sulfate					
				1,2-diclorobenceno	bromopropylat					
				1,2-dibromo-3-cloropropano	methoxychlor					
				1,2,4-triclorobenceno	tebufenpyrad					
				hexacloro-1,3-butadieno	endrin ketone					
				naftaleno	tetradifon					

**Tabla 4-6. Lista final de parámetros de contaminación seleccionados para su estudio.**

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	METALES, CATIONES (totales, fase particulada y disuelta) Y ANIONES	FENOLES	HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAPs)	COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES (COVs)	PLAGUICIDAS	HIDROCARBUROS TOTALES (Alifáticos)	BACTERIOLOGÍA
Aceites y grasas	Aluminio	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	TOTALES	Coliformes fecales
Alcalinidad	Antimonio		Naftaleno	1,1-dicloroetano	dichlorvos		Escherichia Coli
Amonio	Arsénico		Acenaftileno	cis-1,2-dicloroetano	chlormephos		
Carbono orgánico total	Bario		Acenafteno	2,2-dicloropropano	ethoprophos		
Carbono orgánico disuelto	Berilio		Fluoreno	bromoclorometano	trifluralin		
Conductividad a 20°	Boro		Fenantreno	cloroformo	chlorpropham		
pH	Cadmio		Antraceno	1,1,1-tricloroetano	phorate		
DBO <sub>5</sub>	Cobalto		Fluoranteno	tetraclorometano	a-HCH		
DQO soluble	Cobre		Pireno	1,1-dicloro-1-propeno	diazinon		
DQO total	Cromo		Benzo(a)antraceno	benceno	g-HCH		
Dureza	Hierro		Criseno	1,2-dicloroetano	b-HCH		
Fosfatos	Manganeso		Benzo(b)fluoranteno+ Benzo(j)fluoranteno	tricloroetano	vinclozolin		
Fósforo total	Mercurio		Benzo(k)fluoranteno	1,2-dicloropropano	chlorpyriphos methyl		
N-Total	Molibdeno		Benzo(e)pireno	dibromometano	promethryn		
Sólidos disueltos totales	Níquel		Benzo(a)pireno	bromodichlorometano	metribuzin		
Sólidos disueltos volátiles	Plomo		Benzo(ghi)perileno	cis-1,3-dicloropropeno	d-HCH		
Sólidos disueltos fijos	Selenio		Dibenz(a,h)antraceno	tolueno	metalaxyl		
Sólidos en suspensión totales	Sodio		Indopireno	trans-1,3-dicloropropeno	pirimiphos methyl		
Sólidos en suspensión volátiles	Vanadio			1,1,2-tricloroetano	heptachlor		
Sólidos en suspensión fijos	Zinc			tetracloroetano	terbuthryn		
Sólidos totales	Cloruros			1,3-dicloropropano	malathion		
Sólidos totales volátiles	Cianuros			dibromoclorometano	fenitrothion		
Sólidos totales fijos	Fluoruros			1,2-dibromometano	dichlofluanid		
Turbidez	Calcio			clorobenceno	chlorpyriphos		
	Magnesio			etilbenceno	aldrin		
	Potasio			1,1,1,2-tetracloroetano	dieldrin		
	Silicio			m+p - xileno	endrin		
				o-xileno	dicofol		
				estireno	pendimethalin		
				tribromometano	chlorphenvinphos		
				isopropilbenceno	quinalphos		
				bromobenceno	heptachlor epoxide		
				1,1,2,2-tetracloroetano	procymidon		
				n-propilbenceno	triadimenol		
				1,2,3-tricloropropano	fenamiphos		
				2-clorotolueno	g-chlordane		
				1,3,5-trimetilbenceno	a-chlordane		
				4-clorotolueno	a-endosulfan		
				tert-butilbenceno	pp'-DDE		
				1,2,4-trimetilbenceno	ethion		
				sec-butilbenceno	pp'-DDD		
				1,3-diclorobenceno	b-endosulfan		
				p-isopropiltolueno	endrin aldehyde		
				1,4-diclorobenceno	pp'-DDT		
				n-butilbenceno	endosulfan sulfate		
				1,2-diclorobenceno	bromopropylat		
				1,2-dibromo-3-cloropropano	methoxychlor		
				1,2,4-triclorobenceno	tebufenpyrad		
				hexaclaro-1,3-butadieno	endrin ketone		
				naftaleno	tetradifon		

Como puede observarse en las tablas anteriores, los parámetros de contaminación seleccionados se han clasificado en columnas según su tipología y han sido los siguientes:

**Parámetros básicos:**

- ✓ Demanda Química de Oxígeno (DQO).
- ✓ Demanda Química de Oxígeno soluble (DQO soluble).

- ✓ Demanda Biológica de Oxígeno a 5 días (DBO<sub>5</sub>).
- ✓ Carbono orgánico total (COT).
- ✓ Carbono orgánico disuelto (COD).
- ✓ Nitrógeno total.
- ✓ Nitrógeno amoniacal.
- ✓ Fósforo total
- ✓ Fosfatos.
- ✓ Sólidos en suspensión (SS).
- ✓ Sólidos en suspensión volátil (SSV).
- ✓ Sólidos en suspensión fijos (SSF).
- ✓ Sólidos disueltos (SD).
- ✓ Sólidos disueltos volátiles (SDV).
- ✓ Sólidos disueltos fijos (SDF).
- ✓ Sólidos totales (ST).
- ✓ Sólidos totales volátiles (STV).
- ✓ Sólidos totales fijos (STF).
- ✓ Turbidez.
- ✓ Conductividad.
- ✓ pH.
- ✓ Alcalinidad.
- ✓ Dureza.

***Metales, cationes (totales, fase particulada y disuelta) y aniones:***

- ✓ Aluminio.
- ✓ Arsénico.
- ✓ Bario.
- ✓ Berilio.
- ✓ Boro.
- ✓ Cadmio.
- ✓ Calcio.
- ✓ Cobalto.
- ✓ Cobre.
- ✓ Cromo.
- ✓ Hierro.
- ✓ Magnesio.
- ✓ Manganeso.
- ✓ Mercurio.
- ✓ Molibdeno.
- ✓ Níquel.
- ✓ Plomo.
- ✓ Potasio.
- ✓ Selenio.
- ✓ Silicio.
- ✓ Sodio.
- ✓ Vanadio.
- ✓ Zinc.
- ✓ Fluoruros.
- ✓ Cloruros.
- ✓ Cianuros.

### **Sustancias prioritarias:**

- ✓ Fenoles.
- ✓ Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs).
- ✓ Compuestos orgánicos volátiles (COVs).
- ✓ Plaguicidas.
- ✓ Hidrocarburos totales (H-C).
- ✓ Aceites y grasas.

### **Bacteriología:**

- ✓ Coliformes fecales (CF).
- ✓ Escherichia coli (EC).

### **Contaminantes emergentes**

Los estudios de movilización de flujos de contaminación durante los eventos de lluvia en cuencas unitarias debido a la resuspensión de los sedimentos acumulados en la red de alcantarillado durante el período de tiempo seco precedente se han centrado en su mayor parte en los contaminantes "convencionales" (DQO, sólidos en suspensión, metales pesados, etc).

En esta tesis también se ha estudiado el comportamiento de otros compuestos químicos como se ha citado en el apartado anterior (HAPs, COVs, plaguicidas, ...). No obstante, existe un importante número de sustancias que se engloban dentro de los denominados "contaminantes emergentes" o "microcontaminantes", en literatura anglosajona "*Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs)*", y que son vertidos a las redes de saneamiento.

La documentación que existe en cuanto a concentraciones en vertido y el impacto medioambiental de estas sustancias sigue siendo escasa por lo que no existe legislación relativa a límites de vertido, ni tampoco de estándares de calidad del sistema receptor acuático. En los últimos años han aparecido numerosos estudios especialmente en los EE.UU. y Europa que han detectado un gran número de estos compuestos, tanto en las aguas residuales como en aguas subterráneas (acuíferos) y superficiales (ríos y lagos). Los motivos que originan esta preocupación se basan en que una gran cantidad de esas sustancias están destinadas a producir efectos biológicos, muchos de ellos son persistentes y pueden tener efectos ambientales negativos a muy bajas concentraciones.

En la cuenca estudiada en la presente tesis se han analizado 11 de los contaminantes emergentes más importantes y estudiados en redes de saneamiento y en medio receptor a nivel mundial. La selección de éstos ha sido una tarea basada en la revisión de artículos y referencias bibliográficas.

Los contaminantes emergentes seleccionados para su estudio tanto en fase particulada como en fase disuelta en esta tesis han sido los siguientes:

- ✓ Fragancias: Galaxolide y Tonalide.
- ✓ Antiinflamatorios: Ibuprofeno y Diclofenaco.
- ✓ Antiepiléptico: Carbamazepina.
- ✓ Analgésico: Paracetamol.

- ✓ Estimulante (del sistema nervioso): Cafeína.
- ✓ Estrógeno: 17- $\beta$ -estradiol (contenido en la píldora anticonceptiva femenina).
- ✓ Antibióticos: Amoxicilina, Flumequina y Enrofloxacin.

#### **4.6. METODOLOGÍA EN TIEMPO SECO**

A pesar de que el objetivo fundamental de este estudio es analizar las cargas contaminantes procedentes de la escorrentía urbana en tiempo de lluvia, se realizó también un estudio de los caudales y la contaminación de tiempo seco, ya que esta información es primordial para estimar la cantidad de contaminación que corresponde a la escorrentía urbana y la que procede de las aguas residuales propiamente dichas. Si se pretende determinar la contaminación que corresponde a la escorrentía urbana en las DSU, es necesario restarle a la contaminación total las cargas contaminantes de las aguas residuales urbanas, ya que suelen suponer un porcentaje significativo del contenido total.

Se realizó un detallado análisis de los hidrogramas de tiempo seco proporcionados por el caudalímetro instalado en la sección de control de la cuenca y también se estudiaron los polutogramas de tiempo seco a partir de los resultados de los análisis de laboratorio efectuados sobre las muestras recogidas en estas campañas.

##### ***Campañas de tiempo seco***

Las campañas de tiempo seco se realizaron en los siguientes días:

- 22 y 23 de septiembre de 2008 (lunes y martes respectivamente) días en los que se tomaron muestras cada 2 horas, horas pares (0:00, 2:00, 4:00, 6:00, ...), el volumen de cada muestra fue de 1 L. Se analizaron tan solo parámetros de contaminación convencionales:
  - ✓ Demanda Química de Oxígeno (DQO).
  - ✓ Demanda Química de Oxígeno soluble (DQO soluble).
  - ✓ Demanda Biológica de Oxígeno a 5 días (DBO<sub>5</sub>).
  - ✓ Nitrógeno total.
  - ✓ Nitrógeno amoniacal.
  - ✓ Fósforo total
  - ✓ Fosfatos.
  - ✓ Sólidos en suspensión (SS).
  - ✓ Sólidos en suspensión volátil (SSV).
  - ✓ Sólidos en suspensión fijos (SSF).
  - ✓ Sólidos disueltos (SD).
  - ✓ Sólidos disueltos volátiles (SDV).
  - ✓ Sólidos disueltos fijos (SDF).
  - ✓ Sólidos totales (ST).
  - ✓ Sólidos totales volátiles (STV).
  - ✓ Sólidos totales fijos (STF).
  - ✓ Turbidez.
  - ✓ Conductividad.
  - ✓ pH.
  - ✓ Coliformes fecales.

- ✓ En estos 2 días también se analizó el contenido en nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) con el objetivo de confirmar las bajas concentraciones esperadas en el agua residual bruta de tiempo seco.

- 28 y 30 de septiembre de 2008 (domingo y martes respectivamente) en los que se recogieron muestras cada 3 horas (0:00, 3:00, 6:00, ...), se realizó la batería de analíticas "cuasi" completa por lo que se necesitaba una cantidad importante de volumen por cada muestra (3 L). Las determinaciones realizadas fueron las siguientes:

*Parámetros básicos:*

- ✓ Demanda Química de Oxígeno (DQO).
- ✓ Demanda Química de Oxígeno soluble (DQO soluble).
- ✓ Demanda Biológica de Oxígeno a 5 días ( $\text{DBO}_5$ ).
- ✓ Carbono orgánico total (COT).
- ✓ Carbono orgánico disuelto (COD).
- ✓ Nitrógeno total.
- ✓ Nitrógeno amoniacal.
- ✓ Nitratos (*tan solo el día 28/09/08*).
- ✓ Fósforo total.
- ✓ Fosfatos.
- ✓ Sólidos en suspensión (SS).
- ✓ Sólidos en suspensión volátil (SSV).
- ✓ Sólidos en suspensión fijos (SSF).
- ✓ Sólidos disueltos (SD).
- ✓ Sólidos disueltos volátiles (SDV).
- ✓ Sólidos disueltos fijos (SDF).
- ✓ Sólidos totales (ST).
- ✓ Sólidos totales volátiles (STV).
- ✓ Sólidos totales fijos (STF).
- ✓ Turbidez.
- ✓ Conductividad.
- ✓ pH.
- ✓ Alcalinidad.
- ✓ Dureza.

*Metales, cationes (totales, fase particulada y disuelta) y aniones:*

- ✓ Aluminio.
- ✓ Arsénico.
- ✓ Bario.
- ✓ Berilio.
- ✓ Boro.
- ✓ Cadmio.
- ✓ Calcio.
- ✓ Cobalto.
- ✓ Cobre.
- ✓ Cromo.
- ✓ Hierro.
- ✓ Magnesio.
- ✓ Manganeseo.



- ✓ Mercurio.
- ✓ Molibdeno.
- ✓ Níquel.
- ✓ Plomo.
- ✓ Potasio.
- ✓ Selenio.
- ✓ Silicio.
- ✓ Sodio.
- ✓ Vanadio.
- ✓ Zinc.
- ✓ Fluoruros.
- ✓ Cloruros.
- ✓ Cianuros.

*Sustancias prioritarias:*

- ✓ Fenoles.
- ✓ Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs).
- ✓ Compuestos orgánicos volátiles (COVs).
- ✓ Plaguicidas.
- ✓ Hidrocarburos totales (H-C).
- ✓ Aceites y grasas.

*Bacteriología:*

- ✓ Coliformes fecales.

*Contaminantes emergentes o "PPCPs" (totales):*

- ✓ Galaxolide (HHCB).
- ✓ Tonalide (ATHN).
- ✓ 17- $\beta$ -Estradiol.
- ✓ Ibuprofeno.
- ✓ Diclofenaco.
- ✓ Carbamazepina.
- ✓ Cafeína.

- 29 y 30 de julio de 2009 (miércoles y jueves respectivamente), en estos días se recogieron muestras cada 4 horas (0:00, 4:00, 8:00, ...), cada muestra contenía un volumen de 2 L. Se realizaron las siguientes analíticas:

*Parámetros básicos:*

- ✓ Demanda Química de Oxígeno (DQO).
- ✓ Demanda Química de Oxígeno soluble (DQO soluble).
- ✓ Demanda Biológica de Oxígeno a 5 días (DBO<sub>5</sub>).
- ✓ Nitrógeno total.
- ✓ Nitrógeno amoniacal.
- ✓ Fósforo total.
- ✓ Fosfatos.
- ✓ Sólidos en suspensión (SS).
- ✓ Sólidos en suspensión volátil (SSV).
- ✓ Sólidos en suspensión fijos (SSF).
- ✓ Sólidos disueltos (SD).
- ✓ Sólidos disueltos volátiles (SDV).

- ✓ Sólidos disueltos fijos (SDF).
- ✓ Sólidos totales (ST).
- ✓ Sólidos totales volátiles (STV).
- ✓ Sólidos totales fijos (STF).
- ✓ Turbidez.
- ✓ Conductividad.
- ✓ pH.
- ✓ Alcalinidad.
- ✓ Dureza.

*Metales y cationes (totales, fase particulada y disuelta):*

- ✓ Aluminio.
- ✓ Arsénico.
- ✓ Bario.
- ✓ Boro.
- ✓ Cadmio.
- ✓ Calcio.
- ✓ Cobalto.
- ✓ Cobre.
- ✓ Cromo.
- ✓ Hierro.
- ✓ Magnesio.
- ✓ Manganeso.
- ✓ Mercurio.
- ✓ Molibdeno.
- ✓ Níquel.
- ✓ Plomo.
- ✓ Potasio.
- ✓ Silicio.
- ✓ Sodio.
- ✓ Vanadio.
- ✓ Zinc.

*Sustancias prioritarias:*

- ✓ Aceites y grasas.

*Bacteriología:*

- ✓ Coliformes fecales (día 30/07/09).

*Contaminantes emergentes o "PPCPs" (totales, fase particulada y disuelta):*

- ✓ Galaxolide (HHCB).
- ✓ Tonalide (ATHN).
- ✓ Ibuprofeno.
- ✓ Diclofenaco.
- ✓ Carbamazepina.
- ✓ Cafeína.
- ✓ Paracetamol.
- ✓ Amoxicilina.
- ✓ Enrofloxacin.
- ✓ Flumequina.

## 4.7. METODOLOGÍA EN TIEMPO DE LLUVIA

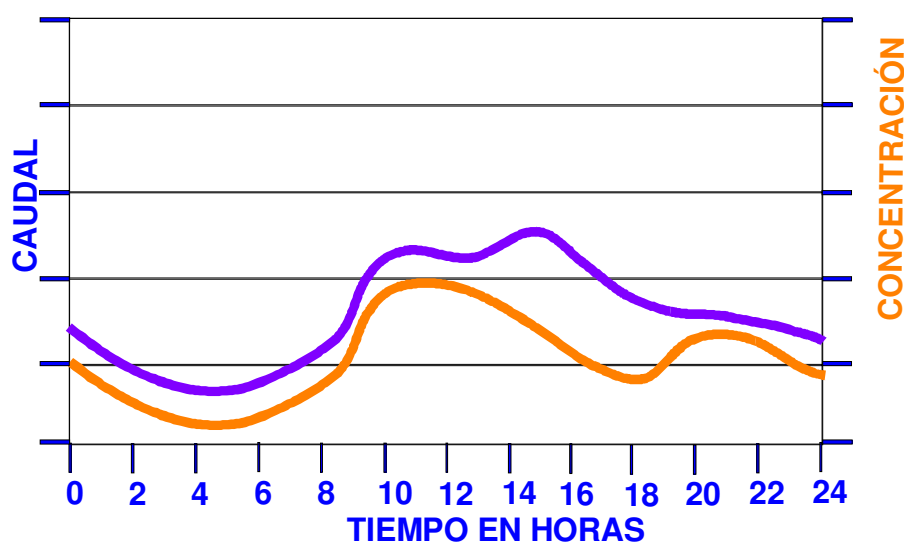
El análisis de los caudales de tiempo seco generados es de gran utilidad para acotar el funcionamiento hidráulico de la cuenca y discernir con claridad el comienzo de un suceso de lluvia. En este caso se ha estudiado durante semanas y determinado el calado máximo de tiempo seco en el colector instrumentado con el objetivo de ajustar la señal de alarma por calado en tiempo de lluvia lo más próxima (inmediatamente superior) al máximo de tiempo seco. Dicha señal de alarma para el arranque del tomamuestras automático en tiempo de lluvia es proporcionada por el caudalímetro.

Antes del comienzo de la campaña de tiempo de lluvia deben estudiarse un número representativo de eventos pluviométricos (alrededor de 8) con el fin de analizar el comportamiento hidrológico-hidráulico y los tiempos de concentración de la cuenca mediante el estudio de hietogramas-hidrogramas generados y determinar los intervalos de muestreo a lo largo de los hidrogramas en tiempo de lluvia. Estos intervalos de recogida de muestras son variables siendo menores al principio del evento.

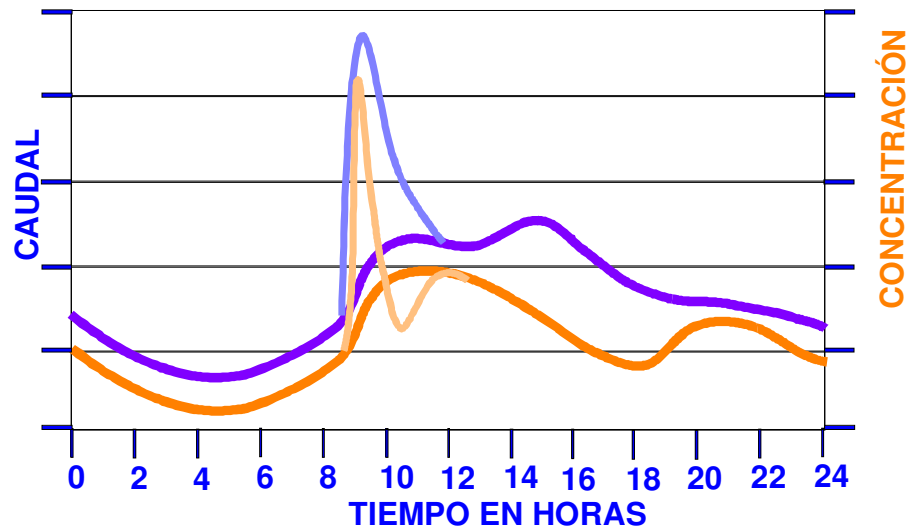
### **Balance de masas**

A la hora de analizar un suceso de lluvia es importante diferenciar la masa de contaminación que procede de las aguas residuales de tiempo seco, o caudal residual de base durante el suceso, de la masa contaminante que es movilizada por el suceso de lluvia, bien sea procedente de la superficie de la cuenca, bien procedente de fenómenos de resuspensión en la propia red de alcantarillado. Con el fin de poder hacer esta diferenciación se aplica el método que se expone a continuación.

Durante un suceso de lluvia tanto los caudales como los contaminantes se ven modificados con respecto a la situación de tiempo seco. Se puede considerar el suceso como una superposición sobre la contaminación y caudales de tiempo seco.

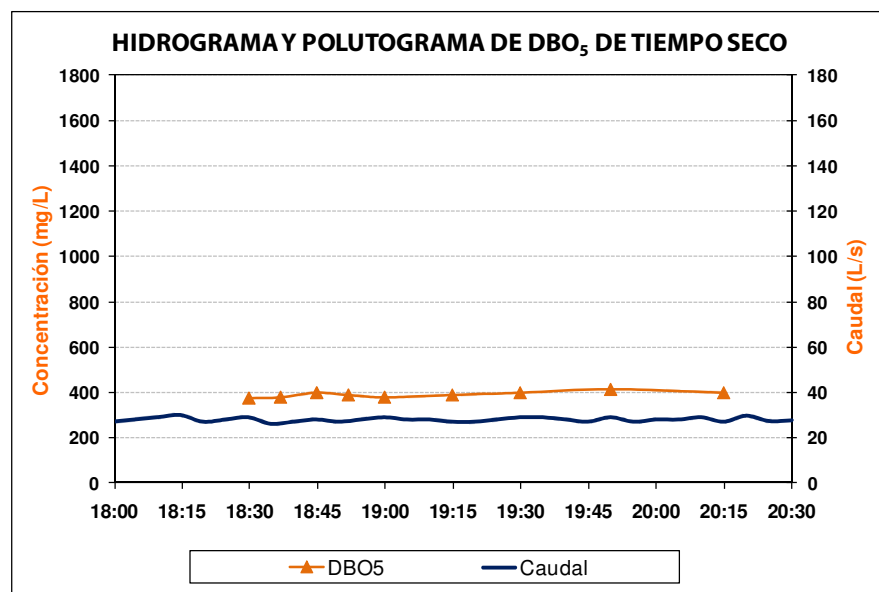


**Figura 4-31. Hidrograma y polutograma de tiempo seco.**

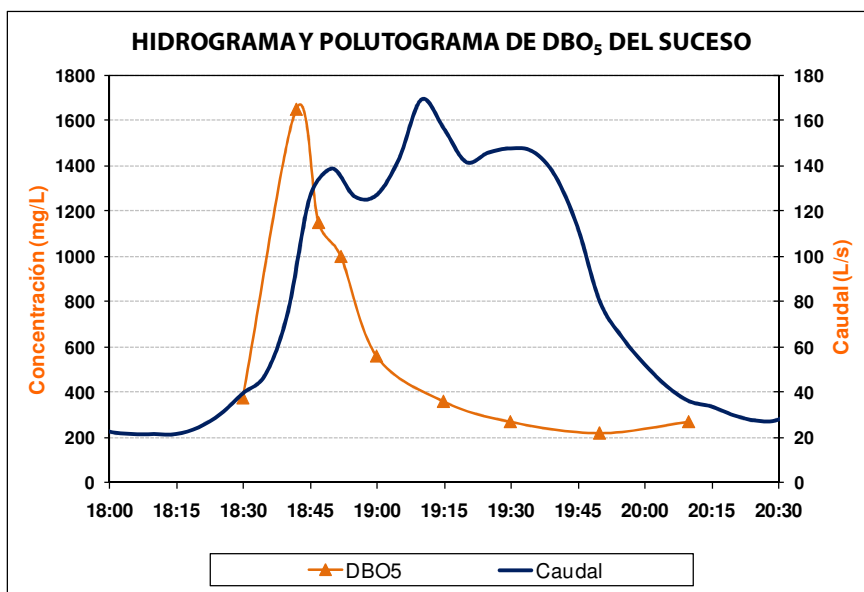


**Figura 4-32. Suceso superpuesto al hidrograma y polutograma de tiempo seco.**

Cuando se analiza un suceso, el primer paso es obtener los hidrogramas y polutogramas de tiempo seco y del propio suceso. El hidrograma del suceso se obtiene a partir de los registros del caudalímetro en la sección, y los polutogramas a partir de los resultados de los análisis realizados a las muestras en el laboratorio. El hidrograma y polutogramas de tiempo seco durante el suceso se obtienen calculando los valores de caudal y contaminación correspondiente a tiempo seco para el comienzo y el final del suceso, interpolando linealmente para calcular los valores intermedios.

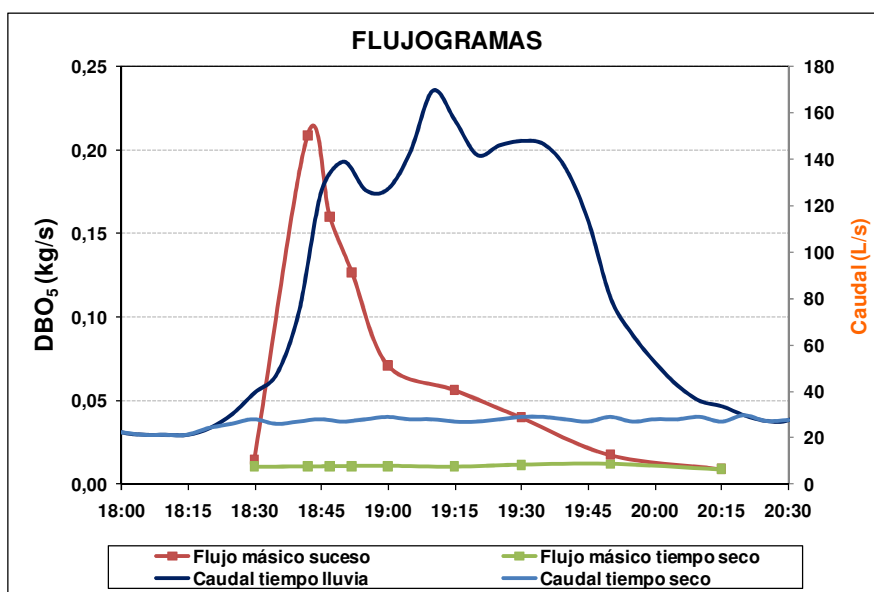


**Figura 4-33. Hidrograma y polutograma de  $\text{DBO}_5$  en tiempo seco.**



**Figura 4-34. Hidrograma y polutograma de  $DBO_5$  del suceso.**

La mayor parte de los contaminantes se miden por su concentración. Para poder diferenciar las masas contaminantes con diferente origen es necesario pasar estas concentraciones a masas, es decir, proceder al cálculo del flujograma. El flujograma es un gráfico en el que se representa la masa que pasa por una sección por unidad de tiempo. Se obtiene multiplicando los caudales por las concentraciones. Además de calcular el flujograma del suceso es necesario calcular el flujograma de tiempo seco.



**Figura 4-35. Flujogramas de tiempo seco y suceso.**

El balance de masas se realiza en el intervalo del suceso en el que se han capturado muestras. Los intervalos de muestreo de sucesos suelen ser variables. Así, la toma de muestras se programa para capturar un mayor número de muestras en los primeros instantes del suceso y, de este modo, poder estudiar el fenómeno de primer lavado. El balance de masas ha de hacerse con intervalos diferentes de forma discreta. Lo habitual es realizar dicho balance en el entorno de los instantes de toma de muestras, considerando la muestra como representativa del intervalo de tiempo entre muestras. Se calcula la masa

del suceso medida en cada intervalo, y la que correspondería a tiempo seco en ese mismo intervalo. Restándole a la primera la segunda se obtiene la masa movilizada por el fenómeno de lluvia.

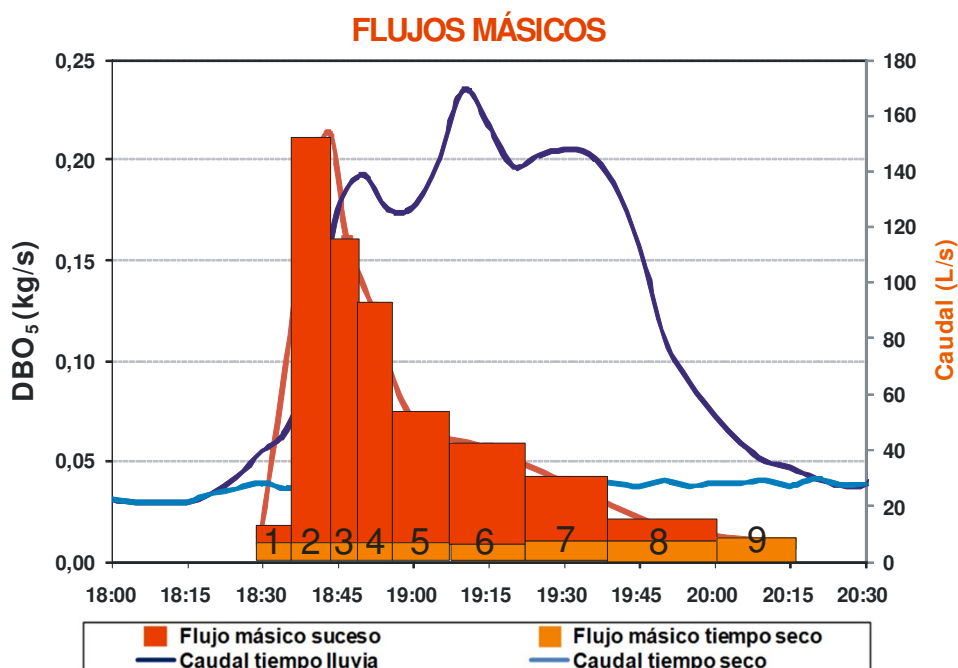


Figura 4-36. Flujos máxicos durante el suceso.

Una vez que se ha realizado el balance de masas el suceso se puede parametrizar. La parametrización consiste en calcular una serie de parámetros representativos del suceso.

Estos son:

### CMS

Un parámetro que se puede calcular, y que es fundamental a la hora de comparar sucesos, es la concentración media de suceso (CMS). Se define la concentración media de suceso como el cociente entre la masa total de contaminante entre el volumen total de agua. Se trata de hacer una media de las concentraciones ponderada a caudal.

$$CMS = \frac{\text{Masa total de contaminante}}{\text{Volumen total de agua}} = \frac{\sum Q_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum Q_i \cdot \Delta t_i}$$

en donde:

$Q_i$ : caudal instantáneo

$C_i$ : concentración instantánea

$\Delta t_i$ : incremento de tiempo entre muestras

### **Concentraciones máximas**

La concentración máxima de un determinado contaminante se obtiene a partir de su polutograma.

### **Flujos máxicos instantáneos máximos**

El flujo máxico instantáneo máximo de un determinado contaminante se obtiene a partir de su flujograma.

### **Masa movilizada**

La masa movilizada por el suceso se obtiene como resultado del balance de masas.

### **% de masa movilizada correspondiente a esorrentía**

Como resultado del balance de masas se obtiene también la masa movilizada por el fenómeno de lluvia. El % de masa movilizada correspondiente a esorrentía se calcula dividiendo la masa movilizada por el fenómeno de lluvia entre la masa movilizada por el suceso.

### **Carga específica movilizada**

Una vez que se conoce la masa correspondiente al suceso se puede calcular la carga específica de la cuenca correspondiente a dicho suceso, es decir, la masa de contaminante por unidad de superficie que se ha movilizado simplemente dividiendo por el área total de la cuenca.

El tener los sucesos parametrizados permite realizar una integración de resultados a nivel de la cuenca y una comparación de los mismos con los obtenidos en otras cuencas.

### **El fenómeno del primer lavado**

Thornton y Saul (1986), así como Pearson et al. (1986), definen el primer lavado como el periodo inicial de un suceso de lluvia-esorrentía en el que la concentración de contaminante es significativamente superior a la observada durante las etapas posteriores del aguacero.

De entre los factores que influyen en el primer lavado cabe mencionar (Gupta et al., 1996):

- Hora del día
- Condiciones de tiempo seco
- Duración del periodo de tiempo seco previo
- Magnitud y características del contaminante en tiempo seco.
- Tipo de lluvia
- Características de la red de alcantarillado.
- Forma y área de la cuenca drenante.
- Sedimentos acumulados en la red.

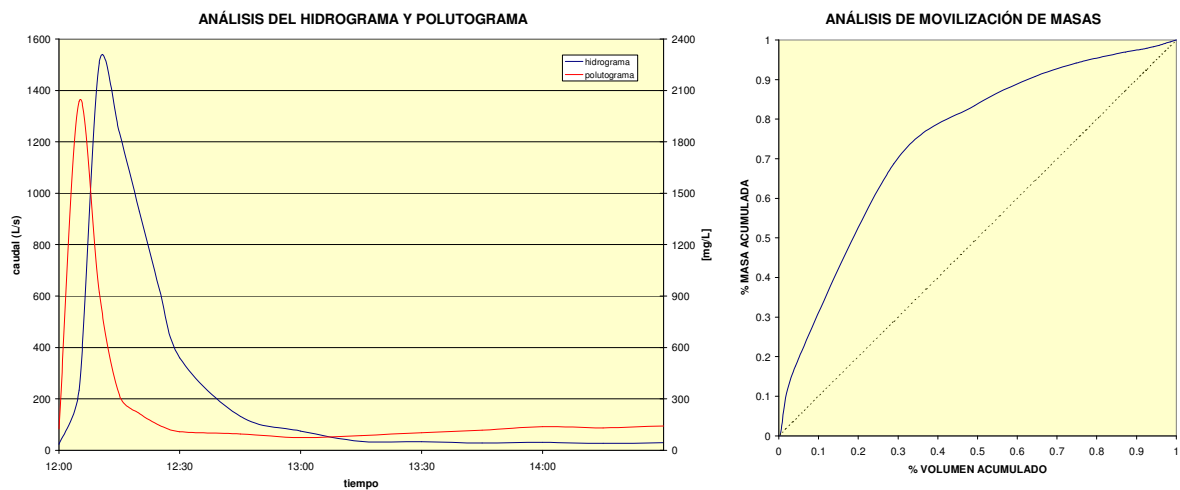
Gupta et al. (1996) estudiaron dos cuencas en el Reino Unido (Greatt Harwood y Clayton-Le-Moors). Las lluvias registradas en esas zonas, junto con los correspondientes polutogramas de escorrentía, permitieron establecer a estos investigadores las máximas concentraciones y flujos contaminantes de SST. En la tabla siguiente pueden observarse estos valores clasificados en función de la intensidad del aguacero y de la época del año.

**Tabla 4-7. Concentraciones y flujos contaminantes máximos para varias intensidades de lluvia en diferentes épocas del año (Gupta et al., 1996).**

	Great Harwood				Clayton-Le-Moors			
	Conc.máx. SST (mg/L)		Flujo máx. SST (g/s)		Conc.máx.SST (mg/L)		Flujo máx. SST (g/s)	
Intensidad mm/h	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno
> 15	1350	-	550	-	1000	-	575	-
10 – 15	-	-	-	-	600	500	250	250
5 – 10	700	1400	475	275	400	500	115	115
< 5	450	900	365	200	200	500	30	80

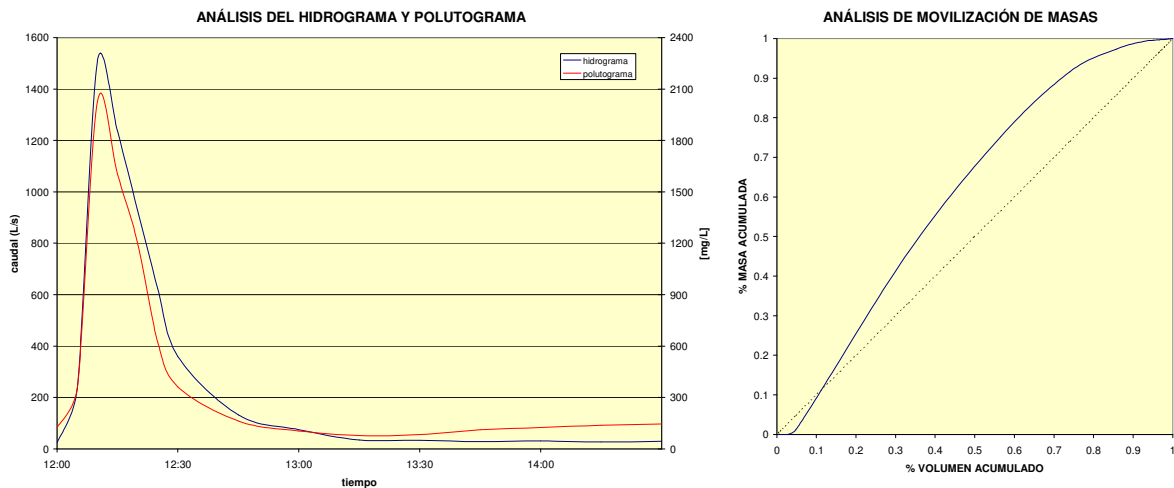
En ambas cuencas los aguaceros superiores a 15 mm/h se producían en verano y tenían periodos de retorno superiores a 4 meses. Por tanto, estos investigadores sugieren que, además de usarse como lluvia de diseño para dimensionamiento hidráulico, también se empleen para el control de la contaminación.

Un método muy sencillo (Griffin, 1980) para estimar si se produce el primer lavado consiste en representar en unos ejes cartesianos el porcentaje de volumen de escorrentía frente al porcentaje de masa de contaminación que ha atravesado la sección de control. Si los puntos se sitúan en una recta de 45° no hay primer lavado. El grado de alejamiento hacia la parte superior izquierda de dicha recta indica el grado de primer lavado existente.



**Figura 4-37. Análisis de movilización de masas de un contaminante con cierto primer lavado.**





**Figura 4-38. Análisis de movilización de masas de un contaminante sin primer lavado.**

Stahre y Urbonas (1990) sugieren que se produce un primer lavado fuerte cuando el 20% de la escorrentía contiene el 80% de la masa de contaminante.

Esta curva puede ajustarse a una expresión del tipo:

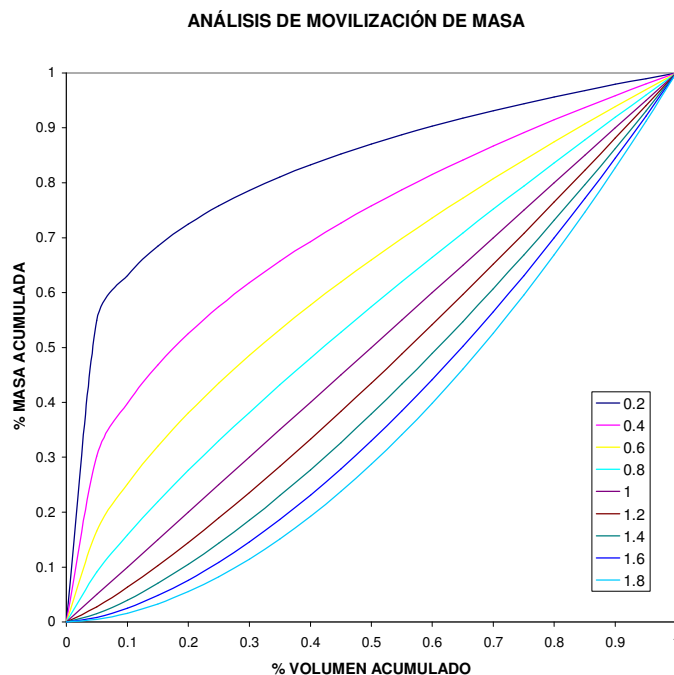
$$Y=X^a$$

En donde:

Y = porcentaje de la carga contaminante.

X = porcentaje del volumen de escorrentía.

El valor de "a" caracteriza el grado de desviación de la curva respecto de la recta situada a 45°. En el siguiente gráfico se puede observar la forma que adopta la curva de movilización de masa en función del valor del coeficiente "a".



**Figura 4-39. Curvas de movilización de masa para distintos valores del coeficiente "a".**

Saget et al. (1996) consideran que se origina primer lavado cuando, al menos, el 80% de la carga contaminante es transferida en el primer 30% del volumen, es decir,  $a < 0.185$ . Estos autores, a partir del estudio de 80 aguaceros de 7 cuencas separativas y 117 lluvias de 7 cuencas unitarias, elaboraron la tabla siguiente:

**Tabla 4-8. Rangos de valores del parámetro "a" (Saget et al., 1996).**

Contaminante	Tipo de alcantarillado	Mínimo	Medio	Máximo	Desviación estándar
SS	Pluviales	0.152	0.769	2.023	0.307
	Unitario	0.274	0.926	1.506	0.186
DQO	Pluviales	0.282	0.681	1.375	0.215
	Unitario	0.265	0.852	1.233	0.171
DBO <sub>5</sub>	Pluviales	0.271	0.669	1.379	0.238
	Unitario	0.449	0.832	1.203	0.170

Esta tabla muestra que hay gran diferencia entre los valores reseñados, lo que indica que hay diferencias entre dos lluvias, es decir, las curvas de una cuenca no pueden sustituirse por una curva media sin una gran pérdida de información.

La mayoría de los parámetros "a" oscilaba, en redes separativas, entre 0.185 y 0.862, y en redes unitarias, entre 0.185 y 1.159. De acuerdo con el criterio antes mencionado, estos autores sólo detectaron primer lavado en un único caso, concluyendo que este fenómeno era poco frecuente en sus cuencas y no debía usarse para elaborar una estrategia de control y tratamiento.

Si el análisis de movilización de masas se realiza con cada uno de los contaminantes, proporciona una información que permite saber si se produce primer lavado, lo cual es fundamental para el diseño de los sistemas de control y tratamiento de reboses. Todos los contaminantes no tienen por qué comportarse del mismo modo y, en función de cómo se comporten los contaminantes que se quieran eliminar, se establecerá la estrategia.

#### **4.7.1. Fichas de suceso**

Para la presentación de los resultados del análisis de los sucesos se siguió un procedimiento de organización y tratamiento de la información que consistió en la elaboración de una ficha por cada suceso que se estructura en 8 hojas con la siguiente información:

##### **HOJA 1: INFORMACIÓN GENERAL DEL SUCESO**

En esta ficha se presenta información sobre las características de la cuenca estudiada, las características pluviométricas del suceso, un análisis de los caudales y volúmenes generados, la secuencia de muestreo realizada y la lista de parámetros analizados. También se pueden anotar incidencias o singularidades del suceso analizado.

Se representa un gráfico del suceso con su hietograma e hidrograma correspondientes, en el que se señala el tramo del hidrograma muestreado.

**Información general de la cuenca:**

- Ciudad
- Cuenca
- Sección de control
- Población
- Tipo de red
- Área
- Tipo de tejados
- Material de tejados
- Actividades
- Industria
- Vertidos industriales
- Material viales

**Información del suceso:**

- Referencia
- Año
- Mes
- Día y hora de comienzo del hidrograma
- Día y hora de finalización del hidrograma
- Tipo de muestras
- Día y hora de comienzo del muestreo
- Día y hora de finalización del muestreo
- Número de botellas de 1L recogidas
- Número de muestras en el suceso
- Número de botellas por muestra
- Día y hora de comienzo del balance de masas
- Día y hora de finalización del balance de masas

**Parámetros característicos de la precipitación:**

- Duración del tiempo seco precedente
- Precipitación total
- Día y hora de comienzo del hietograma
- Día y hora de finalización del hietograma
- Duración del suceso
- Intensidad media de suceso
- Intensidad diezminutal máxima
- Máxima precipitación en 10 minutos

**Secuencia del muestreo:**

- Intervalo entre muestras
- Tiempo acumulado de muestreo

**Caudales del suceso durante el intervalo muestreado:**

- Caudal máximo
- Caudal mínimo
- Caudal medio
- Coeficiente punta

**Volúmenes del suceso durante el intervalo muestreado:**

- Volumen total del suceso
- Volumen asignado a tiempo seco
- Volumen asignado a escorrentía
- % volumen escorrentía/volumen total

**Lista de parámetros analizados en el suceso.**

**HOJA 2: POLUTOGRAMAS DE PARÁMETROS BÁSICOS**

En esta hoja se grafican los polutogramas de todos los parámetros básicos (DQO, DQO\_sol, DBO<sub>5</sub>, COT, COD, N total, N amoniacal, P total, Fosfatos, SS, SSV, SD, SDV, ST,STV, Turbidez, Conductividad a 20°, pH, Alcalinidad, Dureza, Coliformes fecales, Escherichia coli) analizados en cada suceso acompañados con el hidrograma correspondiente.

La información que se presenta para cada contaminante es la siguiente:

- Concentración máxima en el suceso
- Concentración mínima en el suceso
- Concentración media en el suceso
- Concentración media ponderada a caudal (CMS)
- Masa total
- Masa asignada a tiempo seco
- Masa asignada a escorrentía
- % Masa escorrentía/masa total
- Cargas movilizadas
- Flujos máxicos máximos asignados a escorrentía

**HOJA 3: ANÁLISIS DE MOVILIZACIÓN DE MASAS DE PARÁMETROS BÁSICOS**

En esta hoja se grafican las curvas de movilización de masa de todos los parámetros básicos analizados en el suceso y se presentan los coeficiente de forma “a” calculados para cada uno.

**HOJA 4: POLUTOGRAMAS DE METALES (parte I)**

En esta hoja se grafican los polutogramas de los metales totales y disueltos (parte I - Al, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) analizados acompañados con el hidrograma correspondiente.

La información que se presenta para cada contaminante es la siguiente:

- Concentración máxima en el suceso
- Concentración mínima en el suceso
- Concentración media en el suceso
- Concentración media ponderada a caudal (CMS)
- Masa total
- Masa asignada a tiempo seco
- Masa asignada a escorrentía
- % Masa escorrentía/masa total
- Cargas movilizadas
- Flujos máxicos máxicos asignados a escorrentía

#### **HOJA 5: POLUTOGRAMAS DE METALES (parte II), CATIONES Y ANIONES**

En esta hoja se grafican los polutogramas de los metales totales y disueltos (parte II – As, Be, B, Mo, Se, Si, V), cationes ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) y aniones ( $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CN}^-$ ) analizados acompañados con el hidrograma correspondiente.

La información que se presenta para cada contaminante es la siguiente:

- Concentración máxima en el suceso
- Concentración mínima en el suceso
- Concentración media en el suceso
- Concentración media ponderada a caudal (CMS)
- Masa total
- Masa asignada a tiempo seco
- Masa asignada a escorrentía
- % Masa escorrentía/masa total
- Cargas movilizadas
- Flujos máxicos máxicos asignados a escorrentía

#### **HOJA 6: ANÁLISIS DE MOVILIZACIÓN DE MASAS DE METALES, CATIONES Y ANIONES**

En esta hoja se grafican las curvas de movilización de masa de todos los metales, cationes y aniones analizados en el suceso y se presentan los coeficiente de forma “a” calculados para cada uno.

#### **HOJA 7: POLUTOGRAMAS DE LAS SUSTANCIAS PRIORITARIAS**

En esta hoja se grafican los polutogramas de las sustancias prioritarias (HAPs, COVs, Plaguicidas, HC totales, Fenoles y Aceites y grasas) analizadas acompañadas con el hidrograma correspondiente.

La información que se presenta para cada contaminante es la siguiente:

- Concentración máxima en el suceso
- Concentración mínima en el suceso
- Concentración media en el suceso
- Concentración media ponderada a caudal (CMS)

## **HOJA 8: POLUTOGRAMAS DE LOS CONTAMINANTES EMERGENTES**

En esta hoja se grafican los polutogramas de los contaminantes emergentes (HHCB, Galaxolide, ATHN, Tonalide, Ibuprofeno, Diclofenaco, Carbamazepina, 17-β-Estradiol, Cafeína, Paracetamol, Amoxicilina, Flumequina, Enrofloxacin) analizados acompañados con el hidrograma correspondiente.

La información que se presenta para cada contaminante es la siguiente:

- Concentración máxima en el suceso
- Concentración mínima en el suceso
- Concentración media en el suceso
- Concentración media ponderada a caudal (CMS)

En las hojas de polutogramas se presentan 9 puntos de muestreo a lo largo del hidrograma en cada suceso, el primer punto representado en color negro representa el valor teórico estimado según campaña de tiempo seco para el momento del día antes del comienzo del hidrograma de tiempo de lluvia. Los siguientes 8 puntos son correspondientes al arranque del tomamuestras en tiempo de lluvia para el muestreo a lo largo del hidrograma del suceso.

## **4.8. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS**

Un aspecto importante de un programa de muestreo y caracterización es el de reconocer y analizar los niveles de error asociados al mismo, así como considerar las incertidumbres a la hora de analizar los datos y extraer las conclusiones del estudio.

Con el análisis estadístico se podrán establecer relaciones entre los parámetros observados y las tendencias de comportamiento que pueden ayudar a interpretar los fenómenos físicos, químicos y biológicos que gobiernan un determinado sistema.

### **4.8.1. Análisis de correlaciones**

#### **a) Matrices de correlación**

El conocimiento de las correlaciones entre los datos es un aspecto importante a la hora de realizar el análisis de los registros muestreados en un estudio de la contaminación de las aguas pluviales. Las matrices de correlación se convierten en una herramienta muy útil cuando se generan modelos estocásticos ya que permite analizar la dependencia entre las distintas variables.

Habitualmente los paquetes estadísticos incluyen este tipo de herramienta de análisis. En la tabla siguiente se presenta una matriz de correlación de Pearson, que cuantifica el grado de asociación entre los registros de las variables analizadas. En este ejemplo se presentan la matriz de correlación entre algunos parámetros hidrológicos y la concentración media de suceso de una selección de contaminantes muestreados en una serie de trabajos realizados por el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente en una cuenca separativa de Santiago de Compostela.

**Tabla 4-9. Matriz de correlación de los parámetros hidrológicos y las CMS de los sucesos muestreados en la cuenca urbana Fontiñas (Cagiao, 2002 y Anta, 2004).**

	<i>DTSP</i>	<i>Precipitación TOTAL</i>	<i>Intensidad máxima horaria</i>	<i>Caudal máximo</i>	<i>Caudal medio</i>	<i>Volumen del suceso</i>	<i>DQO</i>	<i>SST</i>	<i>SDT</i>	<i>ST</i>
<i>DTSP</i>	1	-0.31	-0.26	-0.38	-0.47	-0.26	0.81	0.54	0.4	0.62
<i>P</i>	-0.31	1	0.91	0.96	0.94	-0.32	-0.56	0.03	-0.31	-0.45
<i>I<sub>+</sub></i>	-0.26	0.91	1	0.91	0.86	-0.34	0.19	0.03	-0.21	-0.34
<i>Q<sub>+</sub></i>	-0.38	0.96	0.91	1	0.97	-0.28	-0.7	0.09	-0.08	-0.16
<i>Q<sub>m</sub></i>	-0.47	0.94	0.86	0.97	1	-0.05	-0.84	-0.01	-0.46	-0.38
<i>Volumen</i>	-0.26	-0.32	-0.34	-0.28	-0.05	1	-0.7	-0.54	-0.66	-0.66
<i>DQO</i>	0.81	-0.56	0.19	-0.7	-0.84	-0.7	1	0.82	0.47	0.73
<i>SST</i>	0.54	0.03	0.03	0.09	-0.01	-0.54	0.82	1	0.27	0.96
<i>SDT</i>	0.4	-0.31	-0.21	-0.08	-0.46	-0.66	0.47	0.27	1	0.47
<i>ST</i>	0.62	-0.45	-0.34	-0.16	-0.38	-0.66	0.73	0.96	0.47	1

El coeficiente de correlación entre dos variables indica en qué medida están linealmente relacionadas. Un valor cercano a 1 (en valor absoluto) indica un alto grado de correlación. De este modo, el valor de una variable se podrá predecir a partir del valor de la otra empleando una transformación lineal. Si el coeficiente de correlación es inferior a 0.7 la correlación es leve y por debajo de 0.5 casi inexistente.

## b) Análisis de componentes principales

El Análisis de Componentes Principales (ACP) es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible.

Los nuevos componentes principales o factores serán una combinación lineal de las variables originales, y además serán independientes entre sí.

Un aspecto clave en ACP es la interpretación de los factores, ya que ésta no viene dada a priori, sino que será deducida tras observar la relación de los factores con las variables iniciales (habrá, pues, que estudiar tanto el signo como la magnitud de las correlaciones).

### Fases de un análisis de componentes principales

#### Análisis de la matriz de correlaciones

Un análisis de componentes principales tiene sentido si existen altas correlaciones entre las variables, ya que esto es indicativo de que existe información redundante y, por tanto, pocos factores explicarán gran parte de la variabilidad total. Esto es lo que ocurre en este caso puesto que puede observarse claramente que existe un número mayoritario de los parámetros de contaminación que presenta un comportamiento similar.

### *Selección de los factores*

La elección de los factores se realiza de tal forma que el primero recoja la mayor proporción posible de la variabilidad original; el segundo factor debe recoger la máxima variabilidad posible no recogida por el primero, y así sucesivamente. Del total de factores se elegirán aquéllos que recojan el porcentaje de variabilidad que se considere suficiente. A éstos se les denominará componentes principales.

### *Análisis de la matriz factorial*

Una vez seleccionados los componentes principales, se representan en forma de matriz.

Cada elemento de ésta representa los coeficientes factoriales de las variables (las correlaciones entre las variables y los componentes principales). La matriz tendrá tantas columnas como componentes principales y tantas filas como variables.

### *Interpretación de los factores*

Para que un factor sea fácilmente interpretable debe tener las siguientes características, que son difíciles de conseguir:

- Los coeficientes factoriales deben ser próximos a 1.
- Una variable debe tener coeficientes elevados sólo con un factor.
- No deben existir factores con coeficientes similares.

### *Cálculo de las puntuaciones factoriales*

Son las puntuaciones que tienen los componentes principales para cada caso, que nos permitirán su representación gráfica.

Se calculan mediante la expresión:

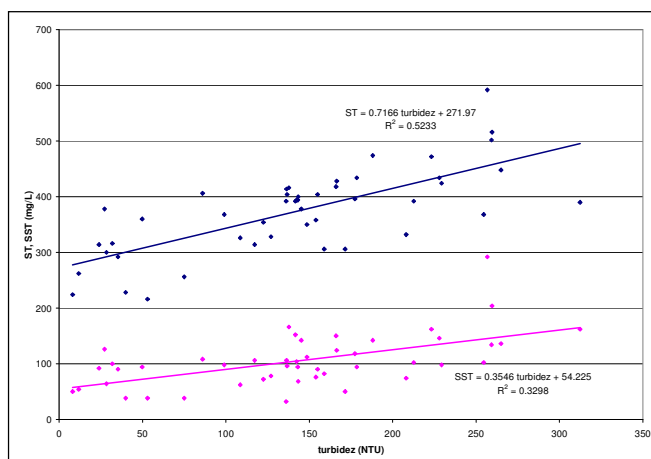
$$X_{ij} = a_{i1} \cdot Z_{1j} + \dots + a_{ik} \cdot Z_{kj} = \sum_{s=1}^k a_{is} \cdot Z_{sk}$$

Los  $a$  son los coeficientes y los  $Z$  son los valores estandarizados que tienen las variables en cada uno de los sujetos de la muestra.

## **c) Análisis de regresión**

Los análisis de regresión son una herramienta estadística muy popular pero que a menudo puede emplearse de un modo incorrecto. En este sentido, es importante remarcar el hecho de que nunca un análisis estadístico de regresión implica por sí mismo la dependencia causa-efecto entre varios parámetros, sino más bien solamente ofrece correlaciones o tendencias de comportamiento, en algunos casos cuantificables, que señalan la interrelación entre variables presentes en el problema.





**Figura 4-40. Relaciones entre la turbidez y los sólidos en suspensión en tiempo seco. Cuenca unitaria del CANCELÓN, Santiago de Compostela (Beneyto, 2004).**

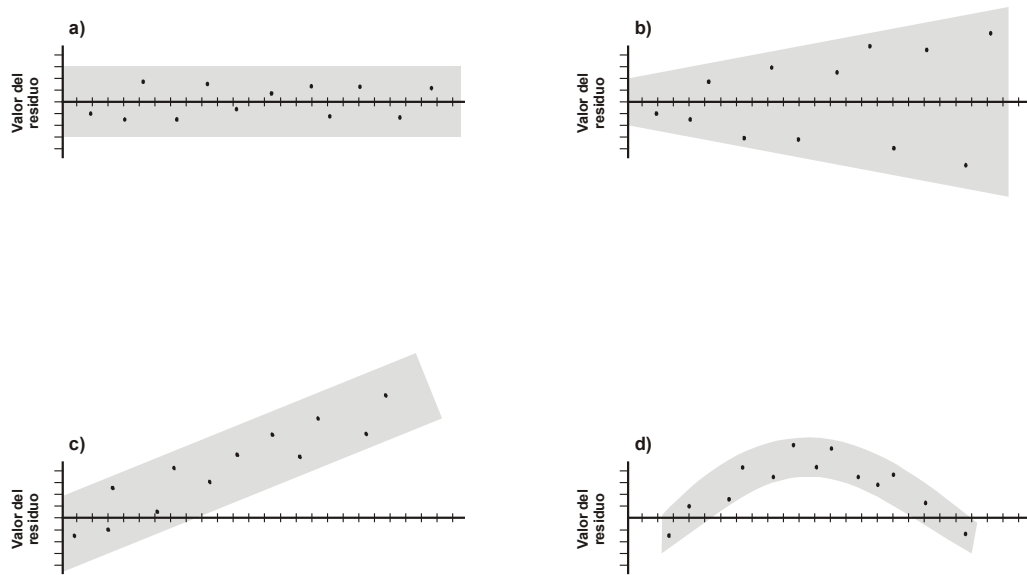
Además de los análisis de regresión clásicos entre dos pares de variables, los paquetes estadísticos ofrecen, a menudo, herramientas para realizar análisis de regresión múltiple. Estos procedimientos suelen ser útiles y proporcionan información valiosa en la estimación de algunas variables de contaminación, como la masa o la CMS movilizada, a partir de los parámetros hidrológicos de la cuenca y la precipitación registrada. Sin embargo, la aplicación de los modelos así obtenidos tienen una capacidad de transferencia a otras cuencas o a otras condiciones climáticas muy reducidas, y además, no proporcionan información útil para comprender el fenómeno analizado (Burton y Pitt, 2002).

Para asegurarse de que los análisis de regresión están bien empleados se debe, al menos, realizar un análisis de los residuos y comprobar que éstos son independientes, su media es cero, su varianza es constante y siguen una distribución normal (Burton y Pitt, 2002).

Los residuos no son más que la diferencia entre el valor real muestreado y el valor arrojado por la recta de regresión obtenida tras, por ejemplo, un ajuste de mínimos cuadrados. Para realizar el análisis de los mismos el método más sencillo es a través de un análisis gráfico de los mismos.

En primer lugar, se debe comprobar, por ejemplo, a través de la construcción de una gráfica de probabilidad, que los residuos siguen una distribución normal. A continuación se deben representar el valor de los residuos frente al valor de la variable predictora, la variable objetivo y frente al tiempo (el orden en el que las muestras fueron tomadas).

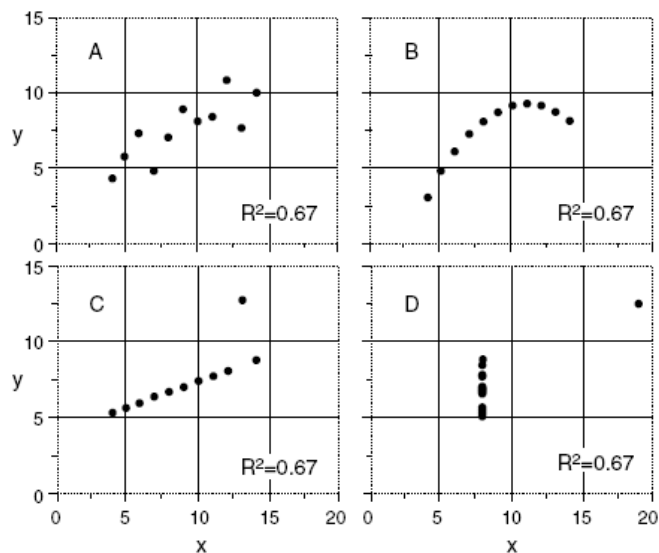
Algunos ejemplos del comportamiento de este tipo de representaciones se muestran en la figura siguiente (Draper y Smith, 1981). En este tipo de gráficas debe observarse que los residuos poseen una distribución aleatoria y tienen aproximadamente una varianza constante, como en la Figura 4-41.a. Si los residuos se amplifican o minimizan, como en la Figura 4-41.b, puede indicar que los datos deben transformarse previamente a la realización del análisis de regresión o que el ajuste de mínimos cuadrados debe realizarse ponderando con varios pesos. Si se evidencia una tendencia, como en la Figura 4-41.c, se debe añadir una transformación lineal al modelo. Por último, si los residuos siguen una distribución curva, como en la Figura 4-41.d, puede indicar la necesidad de emplear un modelo de orden superior, de tipo polinómico.



**Figura 4-41. Interpretación gráfica de los residuos de un análisis de regresión (adaptado de Draper y Smith, 1981).**

Para comprobar si los residuos son independientes se pueden realizar gráficos en los que se represente el valor de cada residuo frente al valor del residuo que lo precede en la serie temporal. Si en este tipo de gráficos se encuentra una relación lineal entre los residuos puede indicar que las medidas no son independientes entre sí. En este caso se pueden aplicar otros tests estadísticos.

Habitualmente, para “validar” un modelo de regresión se analiza únicamente el valor del coeficiente de correlación cruzado  $R^2$ . Sin embargo, un valor elevado de este coeficiente, cercano a 1, no implica necesariamente que el modelo realice buenas predicciones. En la figura siguiente se muestra un ejemplo de esta circunstancia.



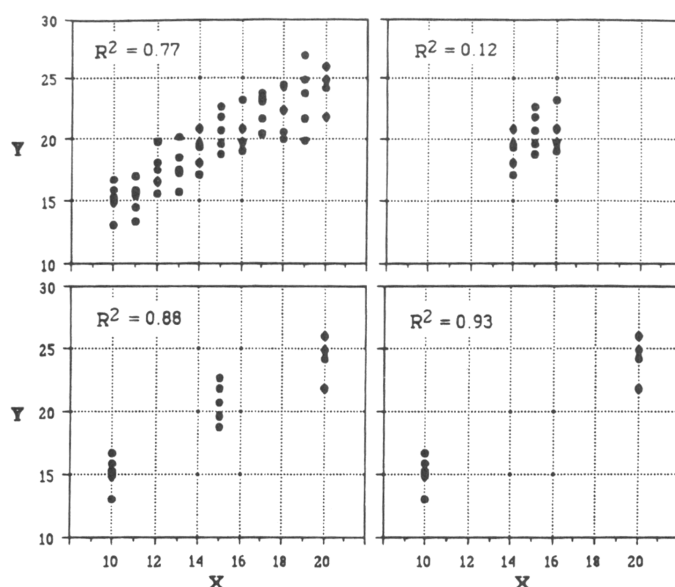
**Figura 4-42. Posibles problemas derivados del empleo de  $R^2$  para validar modelos de regresión (Berthouex y Brown, 1994).**

Como puede apreciarse, el valor de  $R^2$  es idéntico en todas las regresiones mostradas, sin embargo, las distribuciones son completamente diferentes. Por este motivo es necesario

realizar siempre las gráficas de dispersión con objeto de validar visualmente el funcionamiento del modelo y, además, realizar el análisis de los residuos expuesto anteriormente.

Berthoux y Brown (1994) demostraron que un valor del coeficiente de correlación no es siempre sinónimo de un mal modelo, y viceversa. Estos autores indican que la significancia de los coeficientes de regresión depende de un modo muy importante del número de datos disponibles en el análisis. Así, un nivel alto de correlación puede obtenerse con un reducido número de datos, pero las predicciones realizadas con el modelo pueden ser erróneas. También sucede lo contrario, un modelo con una modesta  $R^2$  puede ser válido si el número de datos que se dispone es elevado.

Además, el coeficiente de correlación depende fuertemente del rango de variación de la variable predictora. En la figura siguiente se presenta una serie de 50 pares de datos con un coeficiente de correlación de valor 0.77. Sin embargo, si se analiza únicamente un tramo de la serie de datos, el valor de  $R^2$  se reduce a 0.12. En la Figura 4-43.c y d se presenta el mismo número de datos que en el caso anterior, pero en estas representaciones el rango de variación de la variable predictora se incrementa, y el valor de  $R^2$  asciende.



**Figura 4-43. Influencia del rango de variación de la variable predictora en el valor de  $R^2$  (Berthoux y Brown, 1994).**

Por estos motivos, estos autores recomiendan analizar cuidadosamente las predicciones realizadas a partir de los análisis de regresión. Además, si se pretende estimar el error cometido con este tipo de modelos, indican que el valor de  $R^2$  no resulta útil para este objetivo y proponen una metodología basada en el análisis del error estándar de la estimación.

Por todo lo indicado anteriormente, las relaciones estimadas a partir de los análisis de regresión únicamente ponen de manifiesto tendencias generales de comportamiento de los parámetros de contaminación en las aguas. En cualquier caso se recomienda prudencia a la hora de interpretar los resultados. Esta prudencia debe agrandarse cuando se pretenden extrapolar los resultados obtenidos en otros estudios similares.

### 4.8.2. Análisis de los datos

El análisis exploratorio de datos ("*Exploratory Data Analysis*") es una herramienta rápida para realizar la búsqueda de tendencias o patrones de comportamiento de una serie de datos. Para realizar este tipo de análisis se emplean fundamentalmente herramientas de representación gráfica de los datos, aunque estas técnicas pueden complementarse con tests estadísticos cuantitativos.

A continuación se presentan brevemente las técnicas más empleadas:

- Gráficos de distribución de probabilidad acumulada.
- Gráficas "box-whisker" ó diagramas de distribución de datos.

#### a) Gráficos de distribución de probabilidad acumulada

La preparación de gráficos de distribución de probabilidad es una de las herramientas más empleadas para analizar una serie de datos. En este tipo de representación se refleja el rango de variación de un parámetro, la función de distribución que mejor se ajusta a la serie de datos, así como la probabilidad de ocurrencia de un determinado valor.

Para realizar un gráfico de distribución de probabilidad los valores medidos se ordenan en orden descendente y a cada uno se le asigna una probabilidad de ocurrencia. Para ello se puede emplear la siguiente fórmula (Burton y Pitt, 2002):

$$P(x_i) = (i - 0.5) / n$$

Donde  $i$  indica la posición del valor  $x_i$  en la serie de medidas ordenadas y  $n$  el número total de observaciones.

Los pares de valores  $x_i - P(x_i)$  se pueden representar en gráficas con tramas especiales denominadas tramas probabilísticas. Cuando los datos representados siguen una distribución lineal en este tipo de papel los datos están distribuidos según la distribución de referencia.

Los valores de concentraciones se ajustan muy razonablemente mediante una distribución lognormal (según se justificó a nivel estatal en el proyecto PROMEDSU). Por el contrario, las acumulaciones de masas se ajustan tanto a distribuciones de tipo normal como lognormal.

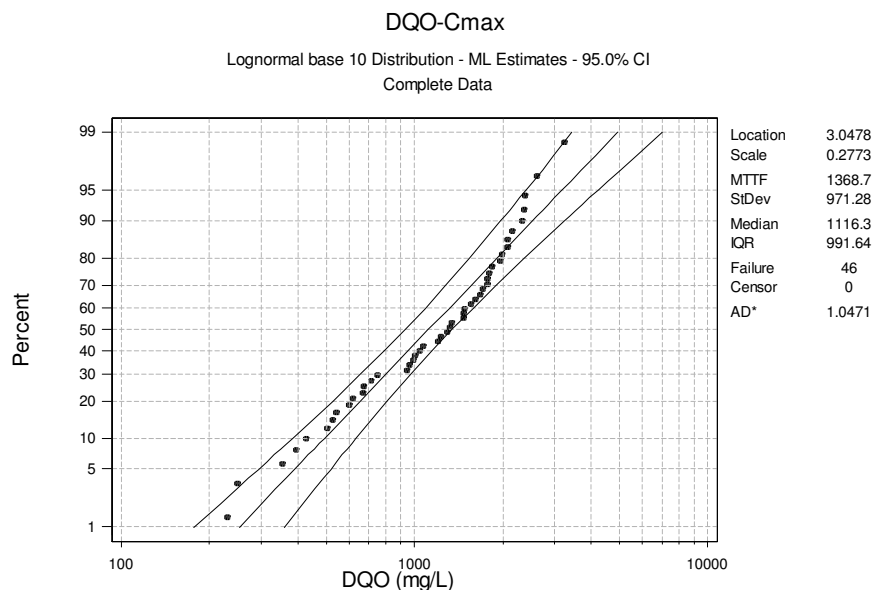
En este tipo de gráficos se puede apreciar la tendencia central de los datos (mediana) así como su distribución y varianza. De este modo, a mayor pendiente de la recta de ajuste menor varianza y coeficiente de variación, y viceversa. También se pueden representar en la misma figura varios juegos de datos, como datos de diferentes cuencas, de diferentes tipos de contaminantes o diferentes estaciones climáticas. De este modo, se pueden estudiar diferencias o similitudes en el patrón de comportamiento del parámetro analizado.

Habitualmente, para realizar el ajuste de las funciones de distribución a las series de datos se emplea software estadístico. De este modo, se puede cuantificar la bondad del ajuste y graficar el intervalo de confianza.

A cada curva se le asocia entonces su intervalo de confianza, con un nivel de significación del 95%, que se plasma en dos curvas que acompañan a la recta de regresión por ambos

lados. Se considera que el ajuste es tanto más fiable cuanto más estrecho es el intervalo entre las curvas.

A continuación se muestran, a modo de ejemplo, los resultados obtenidos para las concentraciones máximas para la DQO del proyecto PROMEDSU.



**Figura 4-44. Distribución log-normal para la concentración máxima de DQO (MMA, 2001).**

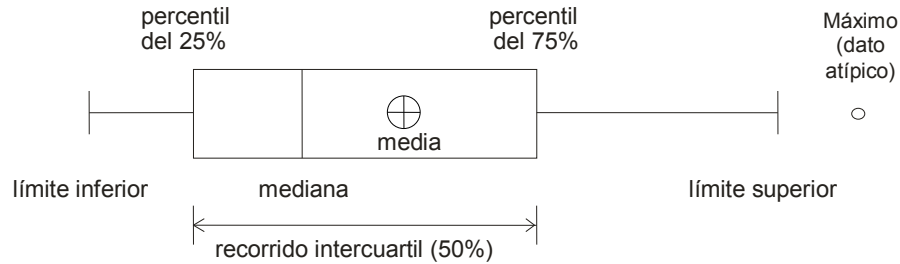
Se dispuso de 46 datos que, ordenados, permitieron establecer percentiles que dan una idea sobre la probabilidad de que un cierto valor de concentración de DQO sea superado en un episodio de lluvia.

La lectura de los gráficos es, en esencia, la siguiente:

- Desde el eje de abscisas: la probabilidad de que, por ejemplo, la concentración de DQO no supere el valor de 2000 es del 80%.
- Desde el eje de ordenadas: se entra con un valor de probabilidad, por ejemplo el 30% de probabilidad de no ser superado, y se obtiene el valor correspondiente de 800 mg/L de concentración de DQO.

#### **b) Gráficas “box-whisker” o diagramas de distribución de datos**

Las gráficas tipo “box-whisker” (de cajas y bigotes) son un tipo de representación gráfica que proporciona información sobre la mediana de una distribución de datos así como la dispersión y simetría de la serie de datos respecto a este valor. Este tipo de representaciones se puede emplear para comparar las concentraciones o cargas movilizadas obtenidas para diferentes parámetros de contaminación, o para un mismo contaminante durante distintas estaciones climáticas en una cuenca o incluso para comparar los resultados obtenidos en distintas cuencas.



**Figura 4-45. Representación "box-whisker".**

Como se puede apreciar en la figura anterior, esta técnica representa gráficamente los principales estadísticos que permiten visualizar de una manera rápida y sencilla la distribución de los datos obtenidos por ejemplo en una campaña de muestreo. La caja central está definida por el primer y el tercer cuartil de la distribución, que se corresponden con los percentiles del 25% y el 75% respectivamente. La línea vertical situada en el interior de la caja representa la mediana de la distribución.

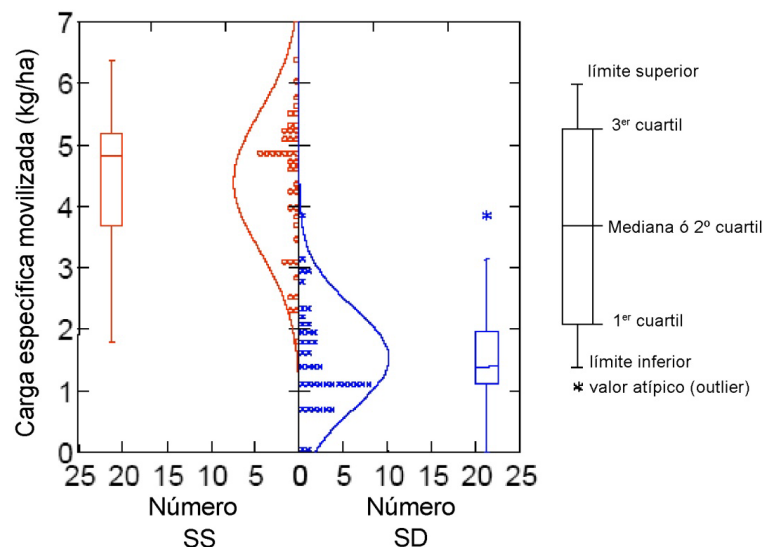
Los "bigotes" son las líneas que salen desde los extremos de la caja, y representan los límites inferior y superior de la distribución de datos. Si existen valores situados fuera del rango definido por estos límites, se pueden considerar atípicos y deben analizarse con más detalle para comprobar si pueden deberse a errores experimentales o si son efectivamente datos válidos de la serie de datos registrada. Para definir estos límites se emplean las siguientes expresiones:

$$LI = x_{1/4} - 1.5(x_{1/2} - x_{1/4})$$

$$LS = x_{3/4} + 1.5(x_{3/4} - x_{1/2})$$

Donde LI y LS representan el límite inferior y superior respectivamente, y  $x_{1/4}$ ,  $x_{1/2}$  y  $x_{3/4}$  indican el valor del primer cuartil, la mediana y el tercer cuartil respectivamente.

Este tipo de representaciones puede combinarse con otras como histogramas y gráficas de distribución de probabilidad.



**Figura 4-46. Diagramas de distribución de datos e histogramas para valores de cargas específicas movilizadas de SS y SD en una cuenca urbana.**

En la figura anterior se pueden observar los histogramas verticales de cargas específicas movilizadas por ha de sólidos en suspensión (a la izquierda) y de sólidos disueltos (a la derecha) en una cuenca urbana, así como las funciones de densidad de la distribución lognormal. A ambos lados de las distribuciones se presenta la técnica de cajas y bigotes (diagrama de distribución de datos) explicada en líneas anteriores.

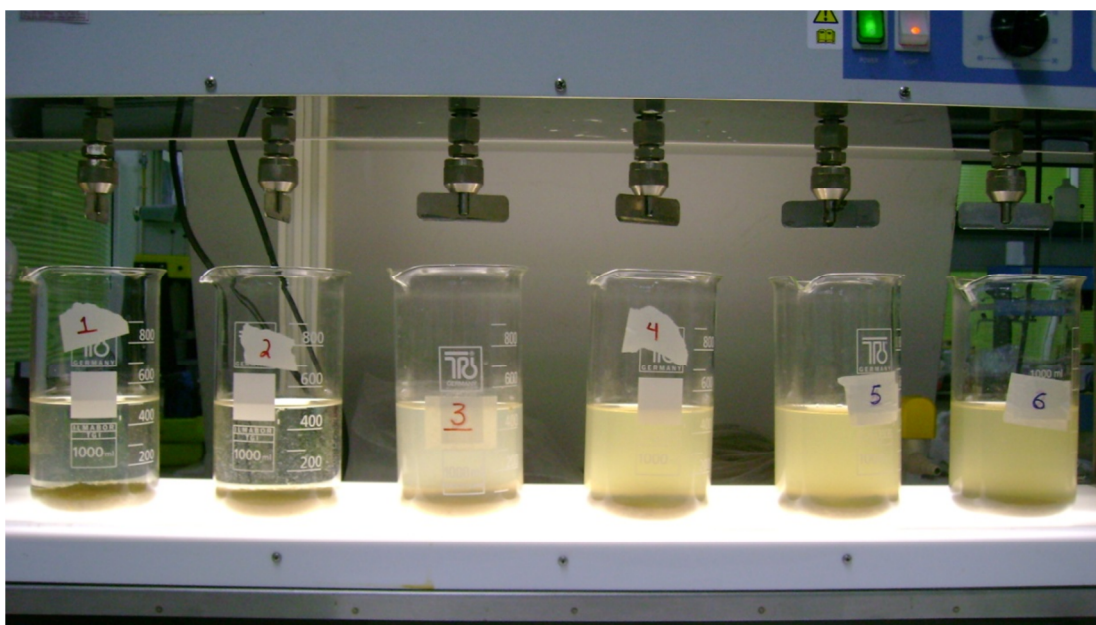
#### 4.9. TRATABILIDAD DE LAS AGUAS PLUVIALES MIXTAS MEDIANTE PROCESO FÍSICO-QUÍMICO

Los ensayos de tratabilidad mediante proceso físico-químico del agua pluvial mixta de la cuenca unitaria del “Ensanche” tienen como objetivo principal determinar los rendimientos de eliminación de contaminantes (DQO, sólidos, metales pesados, etc.) con el objetivo de poder valorar los posibles destinos o usos posteriores.

Los ensayos se realizaron con agua pluvial mixta procedente de 7 sucesos de lluvia en la cuenca del “Ensanche” de Santiago de Compostela. Para cada suceso de lluvia se dispuso de 8 muestras de agua pluvial unitaria tomadas a lo largo del hidrograma de cada evento, se mezclaban de manera proporcional a caudal y la muestra compuesta resultante se distribuía en volúmenes de 0.5 L en vasos de precipitados.

Estos ensayos de tratabilidad físico-química se realizaron de manera paralela, o simultáneamente, a la campaña de caracterización del agua pluvial de la cuenca del “Ensanche”, por ello, las concentraciones de contaminación del agua problema consideradas han sido las CMS (concentraciones medias de suceso) para cada suceso de lluvia obtenidas en esta campaña.

Las pruebas de tratabilidad físico-química, los “jar-test”, o prueba de jarras, se diseñaron para evaluar el comportamiento de los productos químicos empleados (2 tipos de coagulante y el floculante) para diferentes concentraciones y, de este modo, determinar las dosis óptimas de cada reactivo.



**Figura 4-47. Proceso de decantación durante los ensayos jar-test.**

El procedimiento en sí comprende dos fases. Una primera de mezcla rápida, con una agitación en torno a las 100 rpm, en la que se procede a la adición secuencial de los productos químicos. Esta fase dura entre 30 segundos y 1 minuto y tiene el objetivo de desestabilizar los sólidos coloidales. La segunda parte consiste en una mezcla lenta a unas 30 rpm, que dura unos 15 minutos con el objetivo de aglomerar los coloides desestabilizados y otros sólidos en suspensión.

Finalmente, se detiene la agitación y se deja que reposen los vasos ensayados produciéndose la decantación de los flóculos durante 15 minutos. Transcurrido este tiempo se extrae cuidadosamente el sobrenadante de cada vaso ensayado y se le miden los siguientes parámetros de contaminación:

- ✓ pH.
- ✓ Turbidez (NTU).
- ✓ DQO.
- ✓ Sólidos en suspensión (SS) y Sólidos en suspensión volátil (SSV).
- ✓ Absorbancia a 254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ ).
- ✓ Transmitancia a 254 nm (%).
- ✓ Metales y cationes.
- ✓ En alguna muestra puntual se midió también la concentración de  $\text{N-NH}_4^+$ .

Los metales y cationes medidos (totales y fracción disuelta) han sido los siguientes:  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}$ ,  $\text{Ba}$ ,  $\text{Cr}$ ,  $\text{Co}$ ,  $\text{Cu}$ ,  $\text{Fe}$ ,  $\text{Mn}$ ,  $\text{Ni}$ ,  $\text{Pb}$ ,  $\text{Zn}$ ,  $\text{As}$ ,  $\text{B}$ ,  $\text{Mo}$ ,  $\text{Si}$ ,  $\text{V}$ .

De toda la cantidad de parámetros medidos, se han seleccionado como representativos para su análisis en detalle los siguientes:

- ✓ **Turbidez (NTU).**
- ✓ **DQO.**
- ✓ **Sólidos en suspensión (SS).**
- ✓ **Absorbancia a 254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ ).**
- ✓ **Transmitancia a 254 nm (%).**
- ✓ **Metales totales y disueltos: Cu, Pb, Zn.**

#### 4.10. MODELIZACIÓN NUMÉRICA DE LA CUENCA

Los procesos de urbanización afectan de un modo notable a los procesos hidrológicos. La hidrología tradicional, en la que el agua discurre por valles y cauces, debe ser sustituida por otra, en la que el agua circula por tejados, calles y alcantarillas. Tanto los procesos como los órdenes de magnitud de las variables involucradas varían notablemente.

Como primer hecho notable, las superficies involucradas suelen medirse en hectáreas, y no en kilómetros cuadrados. Se trata por tanto del análisis de superficies comparativamente pequeñas, en las que los procesos involucrados se darán con más rapidez.



Los coeficientes de escorrentía, o la impermeabilidad, serán muy superiores a lo esperado. La lluvia neta será sensiblemente igual a la bruta. Este hecho es fundamental, ya que las cuencas rurales tienen una capacidad de retención que el entramado urbano no tiene.

La unión de los dos párrafos anteriores lleva a que la transformación lluvia-escorrentía, y el transporte a lo largo de la red de saneamiento, son procesos muy rápidos, muy no permanentes, y con caudales punta muy por encima de lo que cabría suponer a una cuenca de pequeñas dimensiones.

Es pues necesario para su análisis un conocimiento muy exacto de la pluviometría, y no basta con intensidades medias diarias u horarias, ya que en una hora o en un día los procesos analizados sufren importantes variaciones.

El análisis de la contaminación es un orden de magnitud más complejo que el del caudal. A todo lo ya apuntado, cabe añadir que los fenómenos ligados a la contaminación de la red de saneamiento incorporan varios medios y distintas escalas espaciales y temporales, además de distintos contaminantes.

Como ya se ha visto en capítulos anteriores, las fuentes de contaminación son muy variadas, la atmósfera, la cuenca y, principalmente, la propia red son recorridas por una gota de agua que llega al punto de vertido. Durante este largo camino suceden transformaciones físicas, químicas y biológicas en cada etapa del proceso.

La modelización numérica de los procesos hidrológicos e hidráulicos que se producen en el entorno urbano es una herramienta muy útil para el diseño y para la comprobación del funcionamiento de los sistemas de saneamiento y drenaje.

Se tendrán que modelizar procesos que suceden en cuencas urbanas que ocupan desde decenas a centenas de hectáreas, procesos que ocurren en tuberías que miden desde 10 metros a cientos de metros, o procesos en los que se involucran partículas de tamaños que oscilan entre micras y varios centímetros. A esto se le suma la variabilidad de la escala temporal: se tendrán días o semanas correspondientes a los grandes períodos de tiempos seco, los pocos minutos o horas que dura un aguacero o incluso, si se considera la cinética de los metales pesados en la red, los intercambios entre fase particulada y disuelta que se producen en continuo (Ahyerre et al, 1998).

Por si esto no fuese poco, también se deben incluir una gran cantidad de variables para describir la contaminación. Los sólidos en suspensión están reconocidos por muchos estudios como el principal vector de contaminación, aunque otros parámetros como la DQO o DBO, los metales pesados, hidrocarburos o bacterias son interesantes para describir los impactos sobre el medio receptor.

Existe una amplia variedad de modelos, desde los muy sencillos, que apenas apuntan en sus cálculos los problemas físicos que se dan, hasta otros muy complejos, que dan cuenta con cierto detalle de la problemática real.

De entre los complejos, hay modelos de uso libre, con interfaces más o menos amigables, y otros comerciales, más versátiles en la gestión de los datos y en la visualización de resultados.

En este último contexto se han desarrollado numerosos programas de simulación de la contaminación de las aguas de escorrentía urbana en los últimos 30 años; el más clásico y de código abierto es el **SWMM**, cuya primera versión data del año 1971 y la más actual es la 5. Algunos programas comerciales de modelización de drenaje urbano son el Mouse,

Mike Urban, Caredas-Canoe, Sobek-Urban, SewerGEMS, Mara y el también utilizado en esta tesis, el **INFOWORKS CS** desarrollado por Wallingford Software.

Para realizar la modelización de la cuenca y del sistema de saneamiento y drenaje se elaborarán 2 modelos de la cuenca "Ensanche", en SWMM y en INFOWORKS CS, ambos se calibrarán y se validarán en términos hidrológico-hidráulicos; y a continuación, se compararán los resultados en ambos. Además, en el modelo realizado en INFOWORKS CS se utilizarán el módulo de contaminación para la calibración de la movilización de los sólidos en suspensión en la cuenca durante los episodios de lluvia.

A continuación se presenta una breve descripción de los programas de modelización de cuencas urbanas utilizados.

#### **4.10.1. SWMM 5.0**

El "*Storm Water Management Model*" (SWMM) es un código numérico que permite simular el comportamiento hidrológico-hidráulico de un sistema de drenaje urbano, tanto en términos de cantidad de agua como en la calidad de la misma. Este modelo lleva más de treinta años de uso en los Estados Unidos y se ha difundido por todo el mundo, siendo una herramienta de cálculo reconocida a nivel mundial.

El código fue desarrollado entre 1969 y 1971 por tres grupos: Metcalf & Eddy, Inc.; la Universidad de Florida, y la Water Resources Engineers, Inc. Esta versión original ha sido mejorada en varias ocasiones.

Durante las últimas tres décadas se han producido nuevas versiones con importantes mejoras en el código del modelo, sin embargo, los algoritmos de simulación de acumulación y lavado de contaminantes prácticamente no han evolucionado.

El SWMM puede utilizarse como modelo de planificación o como modelo de diseño. Los modelos de planificación se utilizan para asentar de forma global los problemas de la escorrentía urbana así como para estimar la efectividad y los costes de una posible mejora. Se caracteriza por escalones de tiempo relativamente largos (horas) y tiempos de simulación largos (meses y años), es decir, simulación continua. Se requieren pocos datos y su complejidad matemática es baja. El modelo de planificación puede utilizarse para identificar los sucesos hidrológicos que sean de especial interés para el diseño u otros propósitos, los cuales serán después analizados en detalle utilizando un modelo de diseño.

Actualmente existe la quinta versión del código. El programa y su manual están disponibles en la página web de la US-EPA, la traducción al castellano de ambos se ha realizado en la Universidad Politécnica de Valencia y también se encuentran disponibles en su web. Es un programa gratuito y abierto lo que le ha proporcionado gran accesibilidad y popularidad. Existen versiones comerciales del programa que implementan una interface gráfica amigable al del código de la EPA como el MIKE SWMM, de DHI o el PC SWMM, de CHI.

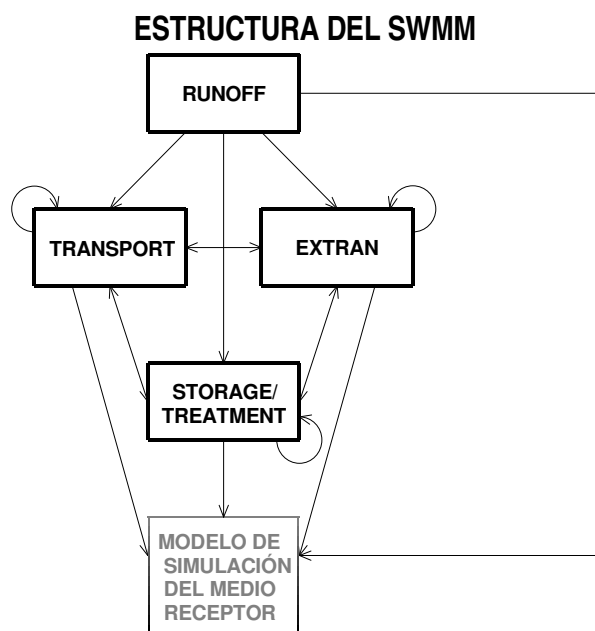
El SWMM puede utilizarse también como modelo de diseño orientado hacia una simulación detallada de un único suceso de lluvia, proporcionando una descripción completa de la circulación de caudales y contaminantes, desde el momento en el que cae la lluvia, se introduce y circula a través del sistema de alcantarillado y llega hasta el medio receptor. Como tal, puede ser útil para la predicción de caudales y concentraciones de contaminantes en cualquier punto en el sistema de alcantarillado e ilustrar, de forma exacta y detallada, la manera en que las opciones de diseño le afectarán. Este modelo es

una herramienta muy útil para determinar las intervenciones más adecuadas para resolver los problemas de inundaciones y contaminación en áreas urbanas. El modelo de diseño se utiliza generalmente para la simulación de un suceso de lluvia único, y se caracteriza por escalones de tiempo cortos (minutos) y duraciones de la simulación cortas (horas). Los datos que se requieren pueden ser desde moderados hasta muy extensos, dependiendo del uso particular que se le dé al modelo.

Otra aplicación del SWMM es como modelo de funcionamiento real. Los modelos de funcionamiento se utilizan para tomar decisiones de control en tiempo real durante los sucesos de lluvia. Los datos de la lluvia se introducen al programa desde las estaciones telecomandadas, y el modelo se utiliza para predecir la respuesta del sistema a corto plazo.

El SWMM presenta los resultados de caudales y concentraciones de contaminantes frente al tiempo y los resúmenes de los totales de la simulación diarios, mensuales, anuales y totales (para simulación continua).

Desde sus inicios, hasta la versión 5, el programa estaba estructurado en bloques de cálculo donde cada bloque simulaba numéricamente algún proceso hidrológico o hidráulico en particular. Estos bloques eran el RUNOFF, que simulaba la transformación lluvia-escorrentía y los procesos de acumulación y lavado de contaminantes, el TRANSPORT, que simulaba el tránsito de los caudales y la contaminación por la red de saneamiento con el método de la onda cinemática; el EXTRAN, que realizaba únicamente el tránsito de caudales en régimen no permanente 1D (ecuaciones de Saint Venant); el bloque STORAGE/TREATMENT, empleado para modelizar sistemas de control y tratamiento de reboses. Estos bloques se empleaban con otros de apoyo como el RAIN, el COMBINE o el STATISTICS.



**Figura 4-48. Estructura de bloques del SWMM v4.4.**

EPA SWMM fue inicialmente desarrollado en lenguaje FORTRAN entre los años 1969 y 1971, y tal vez fue uno de los primeros modelos numéricos desarrollado especialmente para sistemas de drenaje urbanos. Desde entonces, SWMM ha sido objeto de numerosas mejoras y actualizaciones.

El SWMM no incluye un modelo del medio receptor. Sin embargo, los resultados obtenidos en otros bloques pueden ser introducidos en modelos como el WASP y el DYNHYD.

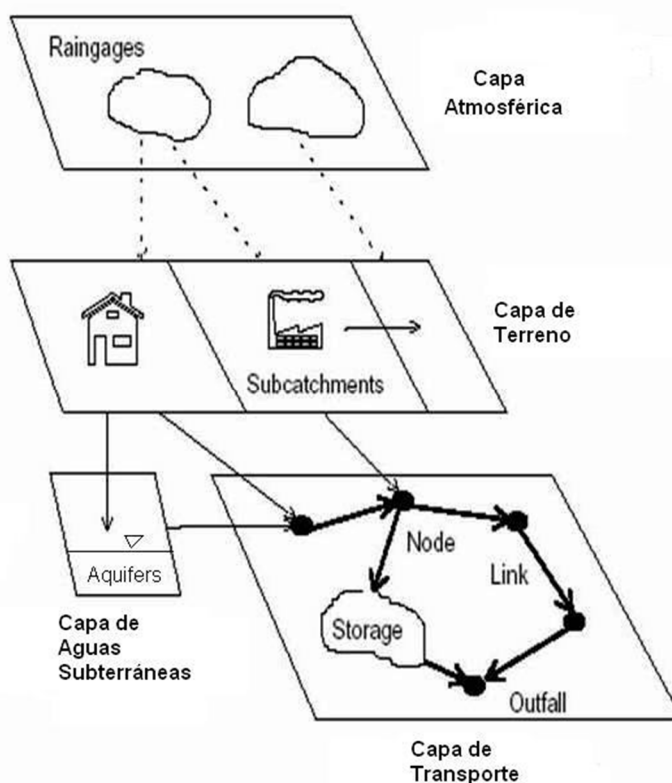
En el año 2002, la EPA's Water Supply and Water Resources Division y la firma consultora CDM acordaron desarrollar una versión de SWMM completamente reescrita. De este modo se desarrolló un nuevo código escrito en C (frente a las versiones anteriores escritas en Fortran) que cuenta con una interfaz gráfica para Windows.

Al mismo tiempo, un riguroso programa de certificación de calidad fue desarrollado para asegurar que los resultados numéricos producidos por el nuevo SWMM 5 fueran compatibles con aquellos obtenidos del anterior SWMM 4.4.

En octubre del 2004 la nueva versión de SWMM, SWMM 5, es entregada a dominio público en conjunto con el nuevo manual de usuario, los códigos de programación y otros documentos relacionados con la nueva versión.

El SWMM 5 es un modelo agradable y fácil de manejar. Reúne todas las características básicas hidrológicas e hidráulicas de otros modelos más caros, y tan solo indicar que quizás sus capacidades de interacción con GIS o bases de datos son sus claras desventajas con respecto a otros modelos comerciales como el INFOWORKS CS.

En SWMM 5 la red se considera como un conjunto de elementos y flujos (los OBJETOS) situados en una serie de CAPAS. Cada capa representa un proceso hidrológico-hidráulico y son el equivalente a la estructura de bloques de las versiones anteriores.



**Figura 4-49. Esquema de capas del SWMM 5.**

Estos módulos y sus correspondientes objetos de SWMM son los siguientes:

- El *Módulo Atmosférico*, desde la cual se analiza la lluvia caída y los contaminantes depositados sobre la superficie del suelo, que se analiza en el Módulo de Superficie del Suelo. SWMM utiliza el objeto Pluviómetro (Rain Gage) para representar las entradas de lluvia en el sistema.
- El *Módulo de Superficie del Suelo*, que se representa a través de uno o más objetos cuenca
- (Subcatchment). Estos objetos reciben la precipitación del Módulo Atmosférico en forma de lluvia o nieve; y generan flujos de salida en forma de infiltración para el Módulo de Aguas Subterráneas y también como escorrentía superficial y cargas de contaminantes para el Módulo de Transporte.
- El *Módulo de Aguas Subterráneas* recibe la infiltración del Módulo de Superficie del Suelo y transfiere una parte de la misma como flujo de entrada para el Módulo de Transporte. Este módulo se modela utilizando los objetos Acuífers (Acuíferos).
- El *Módulo de Transporte* contiene una red con elementos de transporte (canales, tuberías, bombas y elementos de regulación) y unidades de almacenamiento y tratamiento que transportan el agua hacia los Nudos de Vertido (outfall) o las estaciones de tratamiento. Los flujos de entrada de este Módulo pueden provenir de la escorrentía superficial, de la interacción con el flujo subterráneo, de los caudales sanitarios correspondientes a periodos sin lluvia, o de hidrogramas de entrada definidos por el usuario. Los componentes del Módulo de Transporte se modelan con los objetos Nudos y Líneas.

#### 4.10.2. INFOWORKS CS

Este programa ha sido desarrollado por "*Wallingford Software*", empresa perteneciente al grupo "*Hydraulics Research-Wallingford*", en Inglaterra. Es un modelo que engloba todos los procesos de la hidrología urbana, lluvias, escorrentía, etc. Un sistema de menús autoexplicativos lleva al usuario a realizar el proceso de cálculo, desde el principio al final. INFOWORKS incluye además de manera interna, y sin recurrir a otros programas, todas las utilidades de un SIG para preparación de datos y para análisis de resultados. Actualmente está disponible la versión 10.5.1.

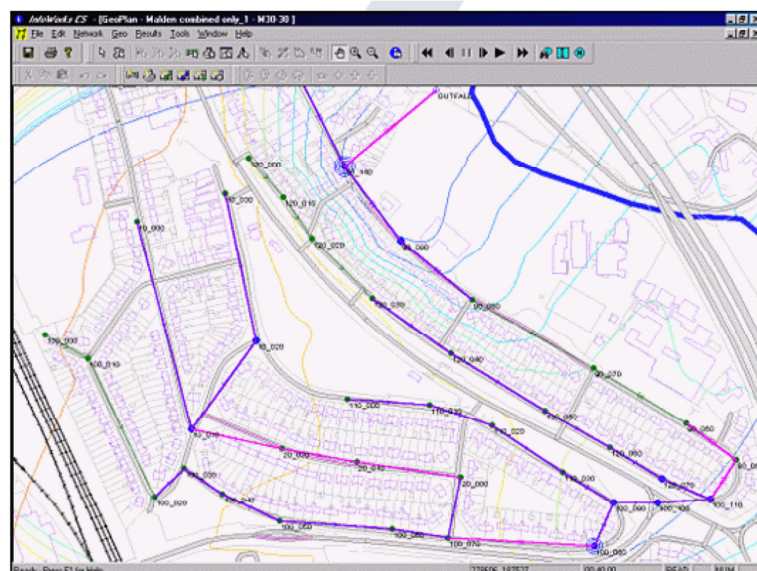
El programa de modelización permite el análisis de las redes y canales existentes, diseño de las modificaciones o nuevas redes, calibrado y explotación de las mismas. El programa consta de:

**Herramientas de modelización** que permiten:

- ✓ Administrar grupos de modelos nuevos y existentes.
- ✓ Administrar múltiples modeladores en múltiples proyectos.
- ✓ Incluye versión de control del modelo y auditorías de modelos, todo en una base de datos central.
- ✓ Permite elegir entre Microsoft Access, MSDE, SQL Server con soporte para bases de datos "maestras" de Oracle.



- ✓ Inferencia automática de datos inexistentes en el modelo y asignación automática de pérdidas de carga.
- ✓ Posibilidad de extraer directamente de los datos de planos en GIS las áreas de las subcuencas.
- ✓ Conteo de población automático a partir de los puntos de toma almacenados en GIS.



**Figura 4-52. Vista geográfica detallada con mapas GIS de fondo.**

#### *Subcuencas, usos de suelo y superficies de escorrentía*

Las subcuencas discretizadas en el modelo tienen asociadas un tipo de “uso de suelo” (“*land use*”). Cada subcuenca también contiene los porcentajes (o valores absolutos) de cada tipo de superficie (“superficies de escorrentía”). Éste sirve para cuantificar la extensión de las distintas “tipologías” de superficies presentes en las subcuencas.

La lista de “usos de suelo” define el “tipo” de cuenca, la densidad media de población y el tipo de superficies presentes en aquel tipo de uso del suelo (las características hidrológicas de cada tipo de superficie está en la tabla “superficies de escorrentía”).

La tabla de “superficies de escorrentía” tiene, en cada línea, una serie de parámetros hidrológicos que caracterizan un “tipo” de superficie: por ejemplo calles asfaltadas, calles con adoquines, tejados a dos aguas, tejados planos, jardines, parques, terrenos agrícolas, bosques etc. Las características hidrológicas de estos tipos de superficies quedan definidas en esta tabla. permite definir las características hidrológicas de cada superficie (en una línea un “tipo”, como por ejemplo, tejados, calles, superficie rural, parques etc. ATENCIÓN no confundir las superficies con las cuencas: las cuencas son un elemento global que tiene en su interior una o más tipos de superficies ).

Los distintos parámetros hidrológicos definidos en esta tabla permiten definir tres procedimientos de transformación lluvia a caudal para cada superficie:

- a) Pérdidas iniciales: fenómeno por el que se reduce la primera parte del evento de lluvia, se debe a las pérdidas por las depresiones de la superficie y por la “absorción” de las superficies.

b) Transformación lluvia “neta” a caudal: la lluvia “neta” (o sea quitadas las pérdidas iniciales) entra en una fórmula que determina la transformación de la lluvia en caudal. Genera un hietograma (intensidad de lluvia en el tiempo) y obtiene un hidrograma (caudal en el tiempo).

c) Tránsito: el procedimiento de tránsito al nodo está controlado por varias fórmulas y parámetros que modelan este tránsito más o menos rápido en función de la naturaleza de la superficie. Por ejemplo, las superficies urbanas con mucha pendiente y con muchos sumideros tendrán respuestas muy rápidas, mientras que el tránsito al nodo será lento en superficies rurales donde el “tránsito” encuentra una serie de obstáculos antes de llegar al sistema de saneamiento.

### *Interpretación de resultados*

Permite visualizar simultáneamente vistas de los datos almacenados bajo las capas del programa en un entorno geográfico, en conjunción con un plano de fondo en formato raster o vectorial, para así facilitar la construcción del modelo y el análisis de los resultados, incluyendo:

- ✓ Secciones longitudinales dinámicas.
- ✓ Informes de la base de datos en formato tabular.
- ✓ Datos variables a lo largo del tiempo.
- ✓ Mapas temáticos dinámicos con reproducción de la simulación.
- ✓ Análisis estadístico de los resultados.

Estas herramientas permiten un fácil diagnóstico de la red.

Un punto muy importante del programa es que permite transferir en ambas direcciones los datos - resultados a muchos programas, entre los que cabe destacar:

- ✓ Importa modelos de cualquier fuente mediante el formato InfoWorks CSV.
- ✓ Intercambia datos de forma transparente con MapInfo Professional y ArcViewGIS.
- ✓ Importa redes y datos de control directamente desde HydroWorks.
- ✓ Convierte modelos antiguos directamente desde formatos WALLRUS o WASSP.
- ✓ Importa datos adicionales desde bases de datos de Microsoft, STC25, STC26, FastSTC y Thesis.
- ✓ Importa información de redes directamente desde datos de Examiner CCTV.
- ✓ Exporta datos de resultados de simulaciones a MapInfo Professional y ArcView GIS.
- ✓ Exporta datos de redes y resultados a archivos .CSV.
- ✓ Exporta modelos a HydroWorks.

### **Herramientas de Simulación**

InfoWorks CS dispone de diferentes métodos de cálculo de los caudales de escorrentía superficial generados. Los “tipos de volumen de escorrentía” (*“runoff volume type”*) que se pueden elegir son los siguientes:

- 1) **FIXED**: método clásico (equivalente a fórmula racional) en el cual una parte constante e invariable de la lluvia “limpia” que cae sobre la superficie, drena al alcantarillado (el resto se pierde o se infiltra). Por ejemplo, se puede decir que el 80 % de la lluvia limpia que cae a la superficie “calles” entra en la red (valor razonable para una superficie “calle” (impermeable) con sumideros).
- 2) **WALLINGFORD**: fórmula empírica calibrada en cuencas urbanas.



3) *NEW UK*: método para representar las partes permeables de las cuencas urbanas (jardines, parques, etc.). Se mantiene actualizado el grado de “saturación” del terreno (con un parámetro que se llama NAPI) y después restituye en alcantarillado un caudal creciente en función del aumento de la “saturación” del terreno. Este método puede ser utilizado para las superficies permeables de unas subcuencas y usar el FIXED para las superficies impermeables.

4) *SCS*: atención NO confundirse, esta opción permite la elección directa del Valor de Storage Depth del método SCS. Si se quiere usar el método SCS indicando el valor de CN se tiene que escoger la opción CN indicado en el punto 8) más adelante.

5) *Horton*: éste es un modelo hidrológico bien conocido y aplicable a superficies permeables. Seleccionando esta opción el usuario luego tendrá que especificar 4 parámetros que definen las características hidrológicas de la superficie.

6) *Green Ampt*: otro método utilizado para áreas permeables o semipermeables. Hay muchos artículos sobre los tres parámetros que caracterizan los distintos “tipos” de suelo. En la ayuda hay indicaciones sobre esto.

7) *CostInf*: el método supone que una parte de la lluvia que cae sobre la superficie infiltra en el terreno (mm/h). Se suele usar para representar superficies que drenan a estratos inferiores. Una vez que el volumen disponible esté completamente saturado pasa a comportarse idénticamente a la metodología 1).

8) *CN*: este método permite especificar el valor de CN y aplicar después la metodología SCS americana (principalmente para áreas permeables). Es importante tener presente que el CN se especifica a nivel de cuencas (no de superficie) en la tabla de las subcuencas.

El cálculo de pérdidas iniciales (“*Initial loss type*”) al comienzo de los episodios pluviométricos puede obtener mediante tres procedimientos distintos:

1) *Abs*: permite especificar, en el campo siguiente, el valor absoluto de la pérdida inicial en metros (decir 0.001 significa que el primer mm de lluvia se quedará en las depresiones superficiales).

2) *Slope*: InfoWorks usará una fórmula que tiene en cuenta la pendiente de la superficie para el cálculo de las pérdidas iniciales.

3) *SCS*: en el campo siguiente se indica la parte de la “Altura SCS” que será pérdida inicial.

La escorrentía superficial en las cuencas está representada por la ecuación de onda cinemática. Sin embargo, la solución directa de esta ecuación en combinación con la ecuación de continuidad conlleva un tiempo de cálculo demasiado extenso para su utilización con los modelos de discretización de cuencas con un gran número de subcuencas de aportación.

Se ha demostrado que la simplificación de los modelos basados en depósito, que son menos costosas computacionalmente, representan los procesos físicos con la misma precisión que los métodos más complejos basados en la física. Por otra parte, en la práctica, los modelos se aplican a cuencas que comprenden un comportamiento muy diverso con una serie de planos de flujo superficial, canaletas y tuberías. Por lo tanto los parámetros de un enfoque de base física (por ejemplo, el valor de rugosidad) en su

aplicación no se relacionan directamente con los parámetros representativos de las superficies individuales.

El flujo superficial de la escorrentía en el sistema de drenaje se modela por separado para cada tipo de superficie. Se pueden modificar los modelos para adaptarse a condiciones inusuales.

Todas las superficies definidas como un tipo de “superficie de escorrentía” deben utilizar el mismo modelo de tránsito.

Los modelos que se pueden emplear en InfoWorks CS para representar el tránsito al nodo son los siguientes:

- 1) *Wallingford*: El tránsito al nodo se representa mediante dos depósitos lineales iguales en serie, cuyo coeficiente de tránsito depende de la intensidad de la precipitación, el área de contribución y la pendiente de la superficie.
- 2) *Large Catch*: es un método experimental utilizado para modelar cuencas muy simplificadas donde no se representa gran parte de la red de drenaje. El modelo produce una laminación del pico. El modelo del método tiene en cuenta el área de las subcuencas, la longitud de las subcuencas y su inclinación para laminar el pico. Es un modelo muy empírico y calibrado a partir de experimentos, pero no necesariamente aplicable a todos los casos.
- 3) *Sprint*: el modelo representa el tránsito al nodo con un depósito lineal (método del depósito) cuyo coeficiente de tránsito depende del área de la subcuenca, pendiente del terreno y el porcentaje de impermeabilidad.
- 4) *Desbordes*: otro método basado sobre un depósito lineal, cuyo coeficiente de tránsito depende del área de la subcuenca, pendiente del terreno, el porcentaje de impermeabilidad, la longitud de la cuenca, duración del suceso de lluvia y su pluviometría.
- 5) *SWMM*: basado sobre el método de la EPA ( Environmental Protection Agency , EEUU). El tránsito al nodo se representa con un solo depósito no lineal, cuyo coeficiente de tránsito depende de la rugosidad y área de la superficie, pendiente del terreno y el ancho de la cuenca.
- 6) *Unit Hydrograph*: El tránsito al nodo se representa mediante un hidrograma unitario. El tiempo al que se genera el caudal máximo y el tiempo total de escorrentía se pueden definir por el usuario o pueden calcularse mediante seis métodos diferentes (Desbordes, Giandotti, Kirpich, SCS-STU-Forest o SCS-STU-Rural).

Una vez que el agua llega al nodo termina el cálculo hidrológico (y empieza el cálculo hidráulico, en régimen no permanente).

Cabe destacar que los cálculos se realizan siempre en régimen variable con integración completa de las ecuaciones de Saint Venant. El programa es capaz de pasar de lámina libre a presión y viceversa automáticamente, permitiendo la modelización de sifones, compuertas, bombeos y todos los elementos de una red de saneamiento y EDAR .

### **Módulo de Contaminación**

InfoWorks CS permite modelar la acumulación de sedimento en la red y el movimiento de éste y de los contaminantes por la red.

Respecto a los sedimentos hay dos posibilidades:

- Los cálculos de calidad no afectan a la sección hidráulica (*no feedback*).
- Los cálculos de calidad si afectan a la sección hidráulica (*feedback*).

Los componentes de la calidad de aguas y su relación con el modelo hidráulico son los siguientes.

**Tabla 4-10. Relaciones entre el modelo hidráulico y de contaminación en Infoworks CS.**

<b>Modelo hidráulico</b>	<b>Modelo de calidad de aguas</b>
Escorrentía	Arrastre en superficie y primeras lluvias ("washoff and gully pots flushing")
Aguas fecales	Contaminantes unidos a las aguas fecales
Aguas industriales	Contaminantes unidos a las aguas industriales
Eventos de entrada de agua y niveles	Gráfico de contaminantes
Condiciones iniciales de las subcuencas	Condiciones iniciales de los sedimentos en las subcuencas
Parámetros hidráulicos	Parámetros de calidad de aguas

### **Tipos de contaminantes**

Infoworks CS permite modelizar hasta 9 tipos de contaminantes diferentes y 2 fracciones de sedimento. Hay 5 contaminantes fijados en el software y 4 definibles por el usuario. Los contaminantes fijos son:

- Demanda Bioquímica de Oxígeno
- Demanda Química de Oxígeno
- Nitrógeno Kjeldahl Total
- Nitrógeno amoniacal
- Fósforo Total

Cada contaminante puede modelarse como un contaminante disuelto o unido a una o más fracciones de sedimento. (El nitrógeno de amoníaco sólo puede modelarse como disuelto).

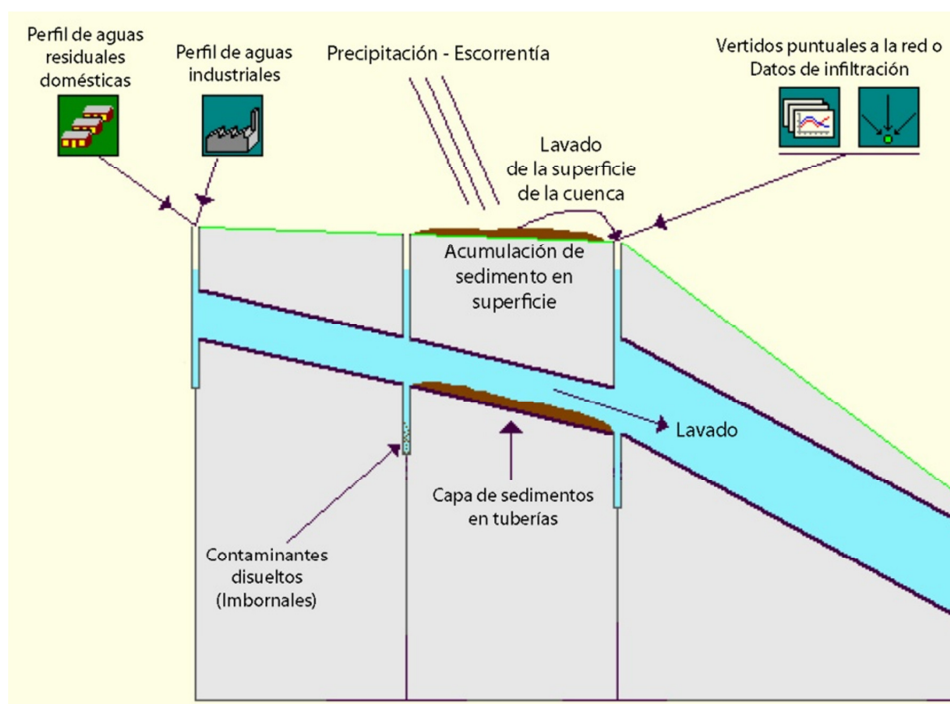
Las 2 fracciones de sedimento pueden modelarse:

- Independientes, sin interacción.
- Dependientes, entonces se calcula una media de los parámetros y se hace una simulación única con la media.

El modelo de los contaminantes es totalmente conservativa. No hay interacción entre ellos y el medioambiente, o entre contaminantes.

## Componentes del Módulo de Contaminación

Los contaminantes y los sedimentos pueden entrar en el modelo a partir de varios puntos. El diagrama siguiente los muestra:



**Figura 4-53. Diagrama explicativo del módulo de contaminación de InfoWorks CS.**

En tiempo seco:

- Acumulación de sedimento en las subcuencas.
- Una capa de sedimento (activo, no fijo) acumulada en la red. Esa capa puede ser transportada por el caudal. Esta capa de sedimento descansa sobre otra fija que no cambia durante la simulación.
- Entradas de sedimento y contaminantes a partir del perfil de 24 horas de aguas residuales domésticas (población) e industriales.
- Entradas de sedimento y contaminantes que no siguen el perfil de 24 horas, como un vaciado de un tanque semanal en una industria, puede modelarse usando un gráfico de contaminantes asociado a un hidrograma de entrada.

Con lluvia, se aplicaría todo lo anterior durante tiempo seco, más:

- La lluvia genera escorrentía de la subcuenca a la red. Esto hace que se erosione el sedimento de la subcuenca y se arrastre a la red.
- Los contaminantes disueltos también se arrastran a la red por la escorrentía
- El incremento en el caudal por la lluvia produce un incremento de erosión y transporte del sedimento en la red.

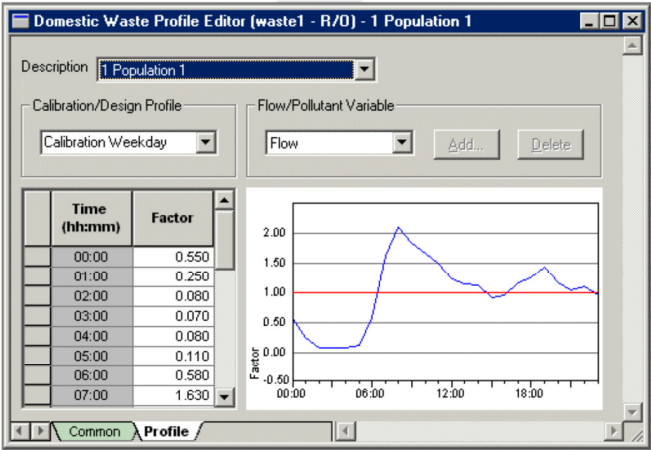


Figura 4-54. Menú de perfil de caudales y contaminación de aguas residuales.